

NR 2000:23

Principer och metoder för provtagning och analys av ämnen på listan över hygieniska gränsvärden

Jan-Olof Levin (red)

ARBETE OCH HÄLSA | VETENSKAPLIG SKRIFTSERIE

ISBN 91-7045-583-X ISSN 0346-7821 <http://www.niwl.se/ah/>


Arbetslivsinstitutet

Arbetslivsinstitutet är ett nationellt kunskapscentrum för arbetslivsfrågor. På uppdrag av Näringsdepartementet bedriver institutet forskning, utbildning och utveckling kring hela arbetslivet.

Arbetslivsinstitutets mål är att bidra till:

- Förnyelse och utveckling av arbetslivet
- Långsiktig kunskaps- och kompetensuppbyggnad
- Minskade risker för ohälsa och olycksfall

Forskning och utveckling sker inom tre huvudområden; arbetsmarknad, arbetsorganisation och arbetsmiljö. Forskningen är mångvetenskaplig och utgår från problem och utvecklingstendenser i arbetslivet. Verksamheten bedrivs i ett tjugotal program. En viktig del i verksamheten är kommunikation och kunskapsspridning.

Det är i mötet mellan teori och praktik, mellan forskare och praktiker, som det skapas nya tankar som leder till utveckling. En viktig uppgift för Arbetslivsinstitutet är att skapa förutsättningar för dessa möten. Institutet samarbetar med arbetsmarknadens parter, näringsliv, universitet och högskolor, internationella intressenter och andra aktörer.

Olika regioner i Sverige har sina unika förutsättningar för utveckling av arbetslivet. Arbetslivsinstitutet finns i Bergslagen, Göteborg, Malmö, Norrköping, Solna, Stockholm, Söderhamn, Umeå och Östersund.

För mer information eller kontakt, besök vår webbplats www.niwl.se

ARBETE OCH HÄLSA

Redaktör: Staffan Marklund

Redaktion: Mikael Bergenheim, Anders Kjellberg, Birgitta Meding, Gunnar Rosén och Ewa Wigaeus Tornqvist

© Arbetslivsinstitutet & författarna 2000

Arbetslivsinstitutet,
112 79 Stockholm

ISBN 91-7045-583-X

ISSN 0346-7821

<http://www.niwl.se/ah/>

Tryckt hos CM Gruppen

Förord

Denna skrift, som redogör för provtagnings- och analysmetoder för ämnen som åsatts gränsvärden i Arbetarskyddsstyrelsens föreskrifter om hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar (AFS 2000:3), föreligger nu i sin 9:e upplaga. Sedan första upplagan 1975 har ett stort antal personer vid Arbetarskyddsstyrelsen och Arbetslivsinstitutet lämnat bidrag till arbetet. Föreliggande upplaga har redigerats av en arbetsgrupp från Arbetslivsinstitutet och Arbetarskyddsstyrelsen bestående av Jan-Olof Levin, ordf, Göran Blomquist, Roger Lindahl, Olle Nygren, Göran Lidén, Claes Trägårdh och Kerstin Wahlberg.

Nya gränsvärden och utvecklingen av bättre provtagnings- och analysmetoder gör att metodlistan fortlöpande revideras. Arbetslivsinstitutet och Arbetarskyddsstyrelsen mottar därför tacksamt kommentarer.

Denna publikation finns även tillgänglig via internet på adress <http://www.niwl.se/ah/>.

Umeå i december 2000

Jan-Olof Levin

Innehåll

	Sid
1 Kvalitetssäkring av kemiska arbetsmiljömätningar	1
2 Planering av provtagning och utvärdering av resultat vid kemiska arbetsmiljömätningar	3
2.1 Gränsvärdesdefinitioner	3
2.2 Provtagningens representativitet	4
2.3 Definitioner av begrepp	4
2.4 Informationsvärde hos fulltidsprover	5
2.5 Informationsvärdet hos medelvärden av korta deltidsprov	5
2.6 Provtagnings- och analysfel	6
2.7 Behandling av mätresultat	6
2.8 Variabilitet i exponering	7
2.9 Överskridande av gränsvärde	8
3 Direktvisande mätmetoder för gasformiga ämnen	9
3.1 Instrumentmetoder	9
3.2 Ampullmetoder	14
4 Direktvisande mätmetoder för aerosoler	16
5 Metoder med separata provtagnings- och analyssteg	19
5.1 Volymmätning	19
5.2 Provtagning	21
5.3 Transport och förvaring av prover	28
5.4 Analyser	30
5.5 Provtagning och analys av mikroorganismer	39
5.6 Provtagning och analys av isocyanater	40
6 Provtagning och analys av ämnen på gränsvärdeslistan	42
6.1 Allmänna synpunkter på metoderna	42
6.2 Pumpad provtagning och diffusionsprovtagning	42
6.3 Direktvisande metoder	42
6.4 Referenser till metodlistan	43
6.5 Förkortningar på analysmetoder som anges i listan	44
6.6 Metodlista	45
Sammanfattning	71
Summary	71
Referenser	72

1. Kvalitetssäkring av kemiska arbetsmiljömätningar

För att man ska få tillförlitliga resultat från arbetsmiljömätningar måste alla moment av mätningen kvalitetssäkras. Vid kemiska och arbetsmiljömätningar krävs bl a följande:

- En genomtänkt provtagningsstrategi
- Kompetent personal som utför provtagning
- Metoder för provtagning som uppfyller kvalitetskrav
- Analyslaboratorium med dokumenterat kvalitetssystem och analysmetoder som uppfyller kvalitetskrav

För närvarande finns i Sverige inte några krav på att mätningar ska utföras av personal med viss dokumenterad kompetens. Ett system med s k certifiering av mätpersonal är ett sätt att höja mätningars kvalitet.

För mätutrustning och metoder finns Europastandarder som anger minimikrav. Standarderna är frivilliga så länge ingen myndighet föreskriver annat. Standarderna ställer bl a krav på mätmetoders osäkerhet, "overall uncertainty", vilken definieras i standarden. För mätningar mot gränsvärdet ska metodens totala osäkerhet (overall uncertainty) vara $\leq 50\%$ i intervallet 0,1 till 0,5 gånger gränsvärdet och $\leq 30\%$ i intervallet 0,5 till 2 gånger gränsvärdet. *De metoder som refereras i metodlistan i kapitel 6 har inte kontrollerats med avseende på "overall uncertainty" vid aktuellt gränsvärde.*

Inom området arbetsplatsluft finns även standarder som anger krav på och testmetoder för, provtagningspumpar, adsorbentrör, diffusionsprovtagare, analysampuller och direktvisande instrument. En ny standard för partikelstorleksdefinitioner har också utarbetats. Den beskrivs närmare under avsnittet om föravskiljare.

När det gäller ackreditering av arbetsmiljölaboratorier, finns f n inga sådana krav i Sverige.

Litteratur

SS-EN 481, Arbetsplatsluft - Partikelstorleksfraktioner för mätning av luftburna partiklar

SS-EN 482, Allmänna krav på metoder för mätning av kemiska ämnen i arbetsplatsluft

SS- EN 689, Arbetsplatsluft - Vägledning för bedömning av exponering genom inandning av kemiska ämnen för jämförelse med gränsvärden och mätstrategi

SS-EN 838, Arbetsplatsluft - Diffusionsprovtagare för bestämning av gaser och ångor - Krav och provningsmetoder

SS-EN 1076, Arbetsplatsluft – Adsorbentrör förpumpad provtagning av gaser och ångor – Krav och provningsmetoder

- SS-EN 1231, Arbetsplatsluft – Korttidmätning med direktvisande analysampuller
– Krav och provningsmetoder
- SS-EN 1232, Arbetsplatsluft – Pumpar för provtagning av kemiska ämnen – Krav
och provningsmetoder
- SS-EN 1540 Arbetsplatsluft – Terminologi
- SS-EN 12919 Arbetsplatsluft – Pumpar med ett volymflöde över 5 l/min för
provtagning av kemiska ämnen – Krav och provningsmetoder
- SS-EN 13098, Arbetsplatsluft - Riktlinjer för mätning av luftburna
mikroorganismer och endotoxin
- SS-EN 45544-1, Arbetsplatsluft – Direktvisande mätinstrument för gaser och
ångor – Del 1: Allmänna krav och provningsmetoder
- SS-EN 45544-2, Arbetsplatsluft – Direktvisande mätinstrument för gaser och
ångor – Del 2: Krav på utförandet av mätinstrument som används för
mätningar i närheten av gränsvärdet
- SS-EN 45544-3, Arbetsplatsluft – Direktvisande mätinstrument för gaser och
ångor – Del 3: Krav på utförandet av mätinstrument som används för
mätningar högt över gränsvärdet
- SS-EN 45544-4, Arbetsplatsluft – Direktvisande mätinstrument för gaser och
ångor – Del 4: Vägledning för val, installation användning och underhåll

2. Planering av provtagning och utvärdering av resultat vid kemiska arbetsmiljömätningar

Syftet med provtagning av luftföroreningar på arbetsplatser är antingen exponeringsmätning (för kontroll av att gränsvärden efterlevs eller för forskningsändamål) eller kartläggning av källor till luftföroreningar (för planering eller kontroll av tekniskt förebyggandet förebyggande åtgärder). När det gäller kartläggning av källor planeras provtagningen på ett sätt som bestäms av de lokala förhållandena. Kravet på noggrannhet (jfr nedan) i bestämningen varierar. Ett viktigt krav är att resultaten snabbt kommer fram. Det bästa är att använda direktvisande instrument för denna typ av mätning. Kartläggning av källor behandlas inte vidare i det följande.

Vid exponeringsmätning eftersträvas en representativ bild av koncentrationen i inandningsluften hos personal utsatt för luftföroreningar. Exponeringsmätning görs bäst med personburen utrustning med provtagning i andningszonen hos den undersökta personen. När provtagningsutrustningen inte kan bäras av den undersökta personen, måste provtagningen planeras och övervakas så att den sker i inandningsluften. Vid alla mätningar är mätfel oundvikliga. Även om instrumenten är noga kalibrerade och mätningarna utförs av väl utbildad personal är mätfelen inte alltid försumbara. För bedömningen av mätresultaten är en uppfattning om var mätfelen uppkommer och vad de betyder nödvändig. Med denna kunskap kan man i många fall genomföra och bedöma arbetsmiljömätningarna utan komplicerad planering och resultatbehandling. När mätresultaten ligger nära ett gränsvärde är en formell behandling klargörande för den aktuella situationen. Följande avsnitt syftar till att skapa förståelse för vilka faktorer som påverkar mätningarnas tillförlitlighet och ge hänvisningar till var ytterligare information kan hämtas.

2.1. Gränsvärdesdefinitioner

Koncentrationen av en luftförorening i en lokal vid olika tidpunkter varierar enligt ett komplicerat mönster. Olika luftföroreningar har dessutom olika snabb verkan i människans kropp. Detta har lett fram till begreppen nivågränsvärde och takgränsvärde, i båda fallen gällande koncentrationen i inandningsluften hos ifrågavarande personal. Nivågränsvärden gäller det tidsvägda medelvärdet för exponeringen under en arbetsdag, i regel åtta timmar. Tillfälliga överskridanden av nivågränsvärdet begränsas av bestämmelserna om särskilda korttidsvärden för 15-minutersperioder för vissa ämnen. Takgränsvärdet gäller medelvärdet för exponering under 15 minuter eller för vissa ämnen 5 minuter. Takgränsvärden åsätts ämnen med snabb verkan eller på annat sätt särskilt farliga ämnen.

2.2. Provtagningens representativitet

Provtagningen kan vara mer eller mindre representativ i flera bemärkelser. I vid bemärkelse gäller frågan om provtagningen är representativ för alla exponerade personer, för alla produktionsförhållanden och för alla årstider. Luftföroreningarna varierar mellan produktionsrutinerna, verksamhetens omfattning, luftrörelserna i lokalen och därmed också med ventilationsförhållandena och utomhustemperaturen. Det är en omdömesfråga att ta proven när förhållandena är normala, dvs representativa, eller i annat fall att noga specificera där vilka förhållanden provtagningen kan anses vara giltig. Valet av hur många och vilka personer som skall undersökas och vilken eller vilka dagar som skall ingå i undersökningen är en omdömesfråga och en ekonomisk fråga. För vissa ämnen där Arbetarskyddsstyrelsen föreskriver obligatoriska exponeringsmätningar gäller särskilda regler.

I snäv bemärkelse gäller provtagningens representativitet frågan om mätresultaten är representativa för den person som provtagningen gäller, den dag provtagningen skett. För att diskutera denna fråga måste längden av provtagningsperioden och olika typer av mätfel närmare definieras.

2.3. Definitioner av begrepp

Några begrepp som används i fortsättningen definieras enligt följande:

- Provtagningsperiod = den period under vilken faktisk provtagning sker, dvs från det provtagningsutrustningen startas tills den stängs av.
- Undersökningsperiod = den period för vilken man önskar bilda ett koncentrationsmedelvärde för ett visst ämne med nivågränsvärde blir denna period en arbetsdag eller ett skift. För ett ämne med takgränsvärde eller korttidsvärde blir undersökningsperioden 15 eller 5 minuter. Vid exponeringsmätning i det senare fallet kan det behövas flera undersökningsperioder under en arbetsdag eller den del av en arbetsdag då man befärar den högsta exponeringen.
- Fulltidsprov = prov som tagits under hela undersökningsperioden, så att provtagningsperiod och undersökningsperiod helt sammanfaller. Fulltidsprov kan tas som ett enda prov eller flera på varandra följande deltidsprov som tillsammans täcker undersökningsperioden.
- Korta deltidsprov = prov som tagits under kort tid och som ensamma eller tillsammans inte täcker undersökningsperioden. Flera

korta deltidsprov kan fördelas över en undersökningsperiod slumpmässigt eller med bestämda mellanrum.

Mätfel = fel i bestämningen av ett prov. Felen kan studeras med statistiska metoder tillämpade på upprepade mätningar när det gäller små fel som uppkommer när provet tas (t ex en liten felavläsning av en klocka eller en flödesmätare), vid transport av prover (t ex förlust av provlösning eller avdunstning av provlösning) eller vid den följande kemiska analysen (t ex en liten felavläsning av en våg).

Mätfelen kan klassificeras på följande sätt:

Urvalsfel = ett fel hos en serie prov vars totala provtagningsperiod är kort i förhållande till undersökningsperioden. Speciellt diskuteras urvalsfelen hos medelvärdet av korta deltidsprov i förhållande till fulltidsprov under samma undersökningsperiod.

Provtagningsfel = ett fel som uppstår på grund av att inte samma mängd av en luftförorening som finns i inandningsluften sugas med den provtagna luften och avskiljs till det önskade mediet (t. ex. kolrör, filter, vätska) eller att deponerade ämnen av olika anledningar åter blir luftburna och lämnar provtagaren.

Analysfel = ett fel som uppkommer i den kemiska analysen eller vid vägningen av provet.

Alla mätfelen är i princip slumpmässiga, och kan ej korrigeras i efterhand. De påverkar det erhållna mätvärdets osäkerhet.

2.4. Informationsvärde hos fulltidsprover

Fulltidsprov ger den bästa precisionen vid bestämning av medelvärdet under undersökningsperioden. Om ett enda fulltidsprov tas erhålles ingen uppfattning om svängningarna omkring medelvärdet. Om fulltidsprov tas i form av flera på varandra följande deltidsprov erhålles en uppfattning om variationerna.

2.5. Informationsvärdet hos medelvärden av korta deltidsprov

Att ta ett antal korta deltidsprov (t ex fem till tio) under en arbetsdag eller del av arbetsdag är många gånger det bästa sättet att bestämma variationen över dagen i

koncentrationen i inandningsluften hos en operatör. Problemet blir då i stället urvalsfelet hos medelvärdet av deltidsprovorna. Luftföroreningskoncentrationen varierar i inandningszonen hos den exponerade personen under arbetsdagen beroende på bland annat produktionsförhållanden, luft rörelser och personens förflyttning i lokalen. Urvalsfelet i medelvärdet av deltidsprov är avvikelsen från det sanna medelvärdet i inandningsluften under hela undersökningsperioden (vanligen hela arbetsdagen). Urvalsfelet beror på att slumpen bestämmer vad arbetaren gör när deltidsprov tas. Ju kortare varje deltidsprov är, ju större kan urvalsfelet i medelvärdet bli. Det inser man om man tänker sig att längden på deltidsprovorna får öka tills de täcker hela undersökningsperioden. Då minskar urvalsfelen i medelvärdet och försvinner till slut helt när deltidsprovorna tillsammans täcker undersökningsperioden. Vanligen kan man bortse från urvalsfelet och enbart ta hänsyn till att få ett tillräckligt stort prov för analysen utan att överbelasta provtagningsapparaturen. Vid dammprovtagning kan det vara svårt att på kort tid få tillräckligt stort prov för analysen. Variationen under dagen blir därför ej undersökt. Denna variation är mest intressant för ämnen med akuta effekter eller ämnen som upptas snabbt i kroppen, vilket gäller främst gaser och organiska lösningsmedel.

2.6. Provtagnings- och analysfel

Inga provtagningsmetoder är helt invändningsfria. Bland annat påverkas de till en mindre grad av faktorer som vanligen inte kontrolleras vid yrkeshygieniska mätningar, och vars påverkan därför måste förbises, eller kanske t.o.m. är okänd. Det gäller t.ex. temperaturvariationen i luftflödet och uppsamlingsmediet, koncentrationsvariationer av ångor i inandningsluften, en aerosols partikelstorleksfördelning och partiklarnas materialegenskaper. Kemiska analyser kan vara känsliga för huruvida speciella ämnen förekommer i provet. De metoder som rekommenderas är de som bedömts ha tillräckligt små fel för att man skall kunna bortse från dessa fel.

2.7. Behandling av mätresultat

Arbetskyddsstyrelsens föreskrifter om hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar anger att genomsnittshalten av en luftförorening normalt är godtagbar om gränsvärdet inte överskrids. Dessutom anges att olika mätmetoders tillförlitlighet behöver beaktas. Med hjälp av medelavvikelsen hos korta deltidsprov tagna under t ex en dag kan ett konfidensintervall för dagsmedelvärdet beräknas på konventionellt sätt. Konfidensintervallet är ett område som med noga specificerad sannolikhet (t ex 95% sannolikhet) innehåller det sanna medelvärdet. Om den övre gränsen hos detta område ligger under gränsvärdet, är gränsvärdet sannolikt underskridet. Om den undre gränsen av konfidensområdet ligger över gränsvärdet, är gränsvärdet sannolikt överskridet. Med hänsyn till att luftföroreningar ofta ger koncentrationsvariationer som är långt ifrån normalfördelade, med många låga koncentrationer och några få höga koncentrationer, kan det vara lämpligt att använda

logaritmisk normalfördelning för beräkningarna. Ett schematiserat sätt att utföra bedömning av medelvärden av korta deltidsprov har angetts av Ulfvarson. Mätfelet i ett fulltidsprov eller ett enstaka kort deltidsprov studeras och behandlas på ett annorlunda sätt. Detta mätfel är vanligen betydligt mindre än urvalsfelet hos medelvärden av korta deltidsprov. För att komma åt det måste man antingen ta flera parallella prov på så vitt möjligt samma plats eller lita till tidigare felbestämning med motsvarande utrustning och metoder utförda exempelvis med hjälp av en genereringsanläggning på laboratorium.

2.8. Variabilitet i exponering

Vid heldagsmätningar finner man ofta att exponeringen för en arbetstagare kan variera kraftigt mellan olika dagar, ofta med en faktor på 2-100 gånger. Detta kallas inom-individ-variabilitet eller dag-till-dag-variabilitet och beror på faktorer som ventilation, produktionsnivå, meteorologiska faktorer och andra omgivningsfaktorer. Lika stor variabilitet går att finna mellan olika arbetstagare med samma arbetsuppgift och detta brukar kallas mellan-individ-variabilitet. Den beror på faktorer som är på något sätt relaterade till arbetstagaren, som t.ex. arbetssätt, och användandet av skyddsutrustning.

För att få en bild av denna stora variabilitet på inom och mellanindivid nivå krävs upprepade mätningar. Rappaport et al förslår en mätstrategi för långsiktig exponeringsövervakning där man börjar med att utföra minst två slumpmässigt valda heldagsmätningar per arbetstagare på en grupp om 10 arbetstagare med samma yrkestitel och arbetsplats. Utifrån dessa resultat, dvs. 20 mätningarna, får man en första indikation på hur Eftersom det finns en stor variabilitet mellan mättdagar och individer medför detta att ju fler mätningar som utförs, desto större är sannolikheten att ett värde överskrider gränsvärdet. Detta beror på att exponeringsdata inte är normalt fördelade utan log-normalt fördelade. De flesta mätningarna kommer att hamna inom samma intervall men några mätvärden kommer också att hamna i ett högre intervall och ge en skev fördelning av mätdata. Efter logaritmering av värdena får man åter en normalfördelning.

En enstaka mätning som jämförs med gränsvärdet säger således lite om risken. Även om mätningen visade ett värde under gränsvärdet så säger det lite om risken för de exponerade personerna i en grupp, eftersom variabiliteten mellan individer kan vara stor. Vetskapen om variabiliteten mellan individer i en grupp med samma yrkestitel, kräver upprepade mätningar. Utifrån resultaten kan man statistiskt beräkna hur stor sannolikheten är att en slumpmässigt vald person ur gruppen kommer att ha en medelxponering som ligger över gränsvärdet. Vid denna beräkning tar man hänsyn till variabiliteten både inom och mellan olika individer i gruppen.

2.9. Överskridande av gränsvärde

Vanligen sker exponeringsmätning genom provtagning under loppet av en enda arbetsdag eller under några få intilliggande dagar. Sådan provtagning ger inte underlag för en bedömning av variationen mellan dagar under en längre period, månader, år eller ännu längre tid. Frågan är hur stor sannolikheten är att man då och då överskrider gränsvärdet på en arbetsplats trots att ett observerat dagsmedelvärde ligger under gränsvärdet. Under antaganden om variationen mellan dagar har ett diagram konstruerats av Leidel et al som underlättar förståelsen av detta problem. Med utgångspunkt från diagrammet motiverar författarna att man använder en åtgärdsnivå motsvarande halva gränsvärdet. Man kan givetvis motivera användandet av någon annan bråkdel av gränsvärdet som åtgärdsnivå. Om mätresultatet ligger under inom viss tid, t ex ett år. Om mätresultatet ligger över åtgärdsnivån, men under gränsvärdet, upprepas mätningen omedelbart för att ge bättre underlag för beslut. Om mätresultatet efter upprepning fortfarande ligger över åtgärdsnivån men under gränsvärdet, vidtas lämpligen luftföroreningsbegränsande åtgärder. Det är då sannolikt att tillfällig exponering över gränsvärdet förekommer alltför ofta för att situationen skall anses acceptabel i längden.

Litteratur

- Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar. Arbetarskyddsstyrelsens författningssamling AFS 2000:3.
- SS-EN 689, Arbetsplatsluft - Vägledning för bedömning av exponering genom inandning av kemiska ämnen för jämförelse med gränsvärden och mätstrategi
- Leidel, N.A., Busch, K. A., Lynch, J. R. *Occupational exposure sampling strategy manual*. DHEW (NIOSH) Publication No. 77-113.
- Ulfvarson, U. Statistical evaluation of the results of measurements of occupational exposure to air contaminants. *Scand J Work Environ Health* 3 (1977) 109-115.
- Boleij, J. Buringh, E. Heederik, D. Kromhout, H. 1995. *Occupational hygiene of chemical and biological agents*. Amsterdam, Elsevier.
- Rappaport SM. Assessment of long-term exposure to toxic substances in air. *Ann Occup Hyg* 1991;35:61-121.
- Rappaport SM, Kromhout H, Symanski E. Variation of exposure between workers in homogeneous exposure groups. *Am Ind Hyg Assoc J* 1993;54:654-62.
- Kromhout H, Symanski E, Rappaport SM. A comprehensive evaluation of within- and between-worker components of occupational exposure to chemical agents. *Ann Occup Hyg* 1993;17:253-70.
- Rappaport SM, Lyles RH, Kupper LL. An exposure-assessment strategy accounting for within- and between-worker sources of variability. *Ann Occup Hyg* 1995;39:469-95.
- Tornero-Velez R, Symanski E, Kromhout H, Yu RC, Rappaport SM. Compliance versus risk in assessing occupational exposures. *Risk Anal* 1997;17:279-92.
- Rappaport, S M. 2000. Interpreting levels of chemical exposure. *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology*. Fourth edition. R. L. Harris. New York, N Y, John Wiley and Sons.

3. Direktvisande mätmetoder för gasformiga ämnen

Med direktvisande metoder förstås mätutrustningar där provtagnings- och analysfunktionerna är sammanförda till manuellt eller automatiskt samverkande enheter.

Direktvisande instrument kan med hänsyn till det sätt på vilket analysinformationen presenteras indelas i alarminstrument och kvantifierande instrument. Den förstnämnda gruppen avser instrument som avger en visuell eller akustisk signal, då en viss förvald gaskoncentration över- eller underskridas, medan instrument ur den senare gruppen lämnar kvantitativa mätvärden avläsbara i analog eller digital form. Begreppet direktvisande instrument omfattar således en stor grupp av mätutrustningar från analysampuller till exklusiva automatiskt registrerande flerkanalssystem.

3.1. Instrumentmetoder

Direktvisande mätinstrument har den stora fördelen gentemot annan teknik med separata provtagnings- och analyssteg, att ett visst processförlopp bättre kan följas och att omedelbara beslut på grundval härav kan fattas. Särskilt lämpliga med hänsyn till gränsvärdeslistans definition är instrument, som ger tidsvägda 15-minuters medelvärden.

3.1.1. Detekteringsprinciper

Ett stort antal detekteringsprinciper är representerade i utbudet av direktvisande instrument. Det är svårt att göra en strikt logisk indelning av dessa mätprinciper, som samtidigt är givande ur avnämarens synvinkel. Några av de vanligaste mätprinciperna beskrivs nedan, grupperade med utgångspunkt från vissa inbördes likheter vad gäller kemiska-fysikaliska aspekter eller den systemmässiga uppbyggnaden.

A. Fotometriska metoder

Först bör nämnas de spektrofotometriska direktmetoderna, där gasernas ljusabsorption mäts direkt i en gaskyvet. Varje gasmolekyl uppvisar beroende på sin elektronstruktur och sin molekylära struktur vissa specifika absorptionsband för elektromagnetisk strålning.

Vid bestrålning av ett gasprov med synligt ljus, UV- eller IR-strålning av en våglängd som den sökta komponenten absorberar, får man efter det att strålen passerat gasmassan en reduktion av strålningsintensiteten, som detekteras med t ex fotoceller. Förhållandet mellan den ingående strålens intensitet och intensi-

teten hos strålen efter passagen av gasmassan ger således ett kvantitativt uttryck för halten av den aktuella komponenten.

För t ex ozon och kvicksilverånga utnyttjas den mycket starka absorptionen i det ultraviolettera området, medan vid analys av koloxid, kväveoxid och kolväten företrädesvis det infraröda området användes. Man använder såväl dispersiva (kompleta) instrument som icke-dispersiva. I det senare fallet skapas selektiviteten på detektorsidan medan i det förra fallet selektiviteten åstadkoms genom generering av specifika våglängder.

En annan - apparattekniskt sett heterogen - undergrupp av fotometriska instrument kan bildas om man inkluderar alla instrument, där provgasen först får reagera med ett annat ämne under ljus- eller färgutveckling, vilken registreras fotometriskt.

Vissa gaser reagerar vid rumstemperatur med andra ämnen under ljusutveckling, kemiluminiscens. Den avgivna ljusenergin förstärks i en fotomultiplikator och kan tas som ett kvantitativt mått på gashalten. Känsligheten är tillräcklig för mätningar även ned till omgivningshygieniska haltnivåer. Applikationsexempel är ozon- och kväveoxidanalys, där de aktuella gaserna får reagera med etylen resp ozon. För analys av gasformiga svavelföreningar kan flamfotometrar med hög känslighet utnyttjas. Svavel avger en i förhållande till bakgrunden hög ljusenergi, då svavelhaltig gas exciteras i en väterik flamma. Intensiteten mäts vid en specifik våglängd.

Fotometriska metoder, som bygger på färgutveckling i ett medium kallas kolorimetriska metoder. Gaskomponenten i luftprovet får reagera med färgreagens i en absorptionslösning (kolorimetriska analys) eller på en yta (t ex filtertapeinstrument). Den bildade färgningens intensitet eller den erhållna avfärgningsgraden utvärderas.

B. Jonisationsdetektorer

Den för arbetsplatsundersökningar mest intressanta jonisationsdetektorn är flamjonisationsdetektorn (FID). Likheten är stor med flamfotometern, men i stället för ljusintensitet registreras här den jonström, som erhålles mellan en vätgasbrännare i vilken gaskomponenten joniseras och en motelektrod. Flamjonisationsdetektorn kan utnyttjas som en högkänslig detektor för organiska lösningsmedel. För halogen- och svavelrika lösningsmedel är den inte fullt så känslig. På marknaden finns totalkolvätemätare, som baseras på flamjonisationsprincipen. Flamjonisationsdetektorn används vanligen tillsammans med gaskromatografisk separation för att få önskvärd selektivitet.

En typ av detektor, som i många fall kan ersätta flamjonisationsdetektorn, är fotojonisationsdetektorn. I denna detektor joniseras gaskomponenten med hjälp av UV-ljus. Andra typer av jonisationsdetektorer förekommer, t ex electron-capture-detektorn (elektroninfångningsdetektor), som är högkänslig för många halogenkolväten. ECD finns bl a i transportabla gaskromatografer, läcksökningsinstrument och andra direktvisande instrument. Dessa är tämligen specifika för halo-

genkolväten och har samtidigt vanligen hög känslighet för sådana ämnen. Till gruppen jonisationsdetektorer kan även inräknas masspektrometriska metoder.

C. Termiska detektorer

Med termiska detektorer avses instrument, som baseras på mätning av temperaturförändringar relaterade till en viss gaskomponents inverkan. Detektering av temperaturförändringar sker vanligen genom mätning av elektriska motståndsförändringar.

I en värmeledningsdetektor hålls en motståndstråd eller termistor vid en bestämd temperatur i en referensgas. Beroende på att olika gaser har olika värmeledningsförmåga kommer trådens temperatur vid ett givet gasflöde att vara avhängigt av gassammansättningen i dess omgivning. Känsligheten hos dessa detektorer är relativt låg, men i motsats till FID reagerar de även för oorganiska gaser och ångor. Värmeledningsdetektorn används mest i gaskromatografiska system, men kan utnyttjas även direkt utan separationssteg. Applikationsexempel är vätgas-, koldioxid- och svaveldioxidanalys i procentområdet.

Till skillnad från värmeledningsdetektorn, som icke-destruktivt mäter fysikaliska egenskaper i en gasblandning, arbetar katalytiska detektorer med förbränning av gaskomponenter och registrerar motsvarande elektriska motståndsförändringar (temperaturförändringar) i en termistor. Vanligen utgörs katalysatorn av en platinabeläggning. Typexempel är explosimetern. Ett annat exempel är koloxidmätare, som baseras på reaktion mellan gasen och en metalloxidblandning, i vilken en temperaturkänslig mätkropp är införd.

D. Halvledardetektorer

Ur mätteknisk synvinkel är uppbyggnaden av halvledardetektorer lik termiska detektorer (motståndsförändringar i bryggkoppling). Motståndsförändringarna orsakas dock ej av termiska effekter, utan av att olika gassammansättningar ger olika jämviktslägen på sammansättningen i halvledarens ytskikt. Halvledarprincipen finns representerad i enklare alarminstrument för bl a koloxid, klor, svavelväte och explosionsfara.

E. Elektrokemiska detektorer

Mätningar sker mellan elektroder nedsänkta i en elektrolyt, vars sammansättning ändras vid kontakten med gasprovet. Gaskomponenten kan också direkt - med eller utan kemikalieförbrukning - ingå i en elektroreaktion vid endera elektrodytan. Specificitet erhålls genom lämpligt val av reagenssystem respektive elektropotential.

Elektrokemiska detektorer används framför allt för analys av oorganiska gaser, som vid hydrolys (och vid eventuell annan kemisk reaktion) i lämpliga lösningar ger mätbara jonaktiviteter eller, som genom redoxreaktioner påverkar elektrodflödet. I det förra fallet kan lösningens förändringar i ledningsförmåga mätas (t ex svaveldioxid-, koldioxid- och svavelväteanalys). I det senare fallet kan jonspecifika elektroder användas, t ex pH, ammoniak-, fluorväte- och klorväteanalys.

Vid användande av redoxreaktioner där gaskomponenten reagerar kvantitativt i cellen och den alstrade strömmängden mäts, talar man om coulometriska mätmetoder.

Exempel på reaktioner, där gasen reagerar direkt vid elektrodytan (bränsleceller) är syremätare och koloxidmätare, där en mot gashalten proportionell mätström kan uttagas på samma sätt som från en galvanisk cell.

De direktvisande instrumenten är i regel ganska dyra i anskaffning. I gengäld blir driftkostnaden per analys låg jämfört med metoder, som kräver provtagning på platsen, transport till laboratorium, analys och utsändning av analysresultat. Direktvisande instrument lämpar sig därför bäst för arbetsplatser med behov av långa, ofta återkommande mätserier. Instrumenten har relativt stort behov av kalibrering och underhåll, om tillförlitliga mätningar skall kunna utföras. Detta bidrar i viss mån till att öka driftkostnaden.

Litteratur

Hansén, L. och Skare, I. Personburna och bärbara direktvisande instrument för mätning av gasformiga föroreningar i arbetsmiljön - en marknadsöversikt.

Undersökningsrapport 1992:12, Arbetsmiljöinstitutet.

SS-EN 45544-1, Arbetsplatsluft – Direktvisande mätinstrument för gaser och ångor – Del 1: Allmänna krav och provningsmetoder

SS-EN 45544-2, Arbetsplatsluft – Direktvisande mätinstrument för gaser och ångor – Del 2: Krav på utförandet av mätinstrument som används för mätningar i närheten av gränsvärdet

SS-EN 45544-3, Arbetsplatsluft – Direktvisande mätinstrument för gaser och ångor – Del 3: Krav på utförandet av mätinstrument som används för mätningar högt över gränsvärdet

SS-EN 45544-4, Arbetsplatsluft – Direktvisande mätinstrument för gaser och ångor – Del 4: Vägledning för val, installation användning och underhåll

3.1.2. Kalibreringsprinciper

För kalibrering av direktvisande instrument används både statiska och dynamiska gasblandningssystem. De enklaste systemen för tillverkning av kalibreringsgas är de statiska. Benämningen statisk syftar på att man på en gång tillblandar en viss bestämd volym av kalibreringsgas. Blandningen sker sedan man t ex gravimetriskt, volumetriskt eller manometriskt doserat koncentrerad gas och luft i kända proportioner.

Enkelheten hos de statiska systemen skall vägas mot den ökade risken för adsorptionsförluster i kärlmaterialet eller att andra instabilitetseffekter gör sig gällande, vilket begränsar metodens användbarhet för reaktiva gaser. Problem kan också uppstå att utan cirkulation tillräckligt snabbt få den spädda gasblandningen homogen. Den vanligaste statiska tekniken är att injicera koncentrerad gas eller flyktig vätska i en laminatpåse, som sedan fylls till känd volym med luft t ex med

hjälp av en graderad spruta eller, för större volymer, med tryckluft via en gasmätare.

Man kan också köpa färdigspädd och analyserad kalibreringsgas på tryckflaska. Kalibreringsgas kan erhållas på engångsflaskor innehållande från 100 ml - 10 bar (= 1 liter gasblandning av NTP) till 50 liter - 150 bar (= 7 500 liter gasblandning av NTP). Stabilitetsproblemet kvarstår emellertid - ofta kan halter i det lägre ppm-området endast garanteras några månader.

Vid dynamiska system blandas kontinuerliga kända flöden av koncentrerad gas och spädluft. Ett sätt att tillföra den koncentrerade gasen är att utnyttja diffusionsprincipen. Den aktuella gasen, kondenserad till vätska, innesluts i ett permeabelt hölje som placeras i en termostaterad spädluftström. Den utgående luftströmmen har en halt som kan beräknas med ledning av gravimetriskt framtagna data rörande diffusionshastigheten vid olika temperaturer. Metoden används för t ex NO_2 , SO_2 , H_2S , Cl_2 . För ämnen med lägre ångtryck låter man diffusionen ske genom kapillär i stället för genom membran. Kalibreringsmetoden kan göras noggrann genom att den baseras på vägning. Kraven på termostatering och nätdrift gör principen mindre lämplig i fältkalibreringssammanhang.

En snarlik princip baseras på ångtrycksdata och är därför mest lämplig för generering av lösningsmedelsångor. En känd mindre delström luft mätas av passagen av termostaterat lösningsmedel och den mättade delströmmen blandas sedan med huvudflödet av spädluft. Kravet på noggrann termostatering gör också denna metod mindre lämplig som fältmetod.

För vissa gaser tillämpas mycket specialiserade system. Ett exempel är ozongenerering med UV-lampa, en teknik som används till flera kommersiella ozonanalysatorer. Andra system baseras på rent kemiska gasgenereringsmetoder, t ex generering av NO_2 genom oxidation av NO .

Ovannämnda dynamiska genereringsmetoder baseras alla på fysikaliska eller kemiska principer. Även flera mekaniska-volumetriska principer är värda att nämnas. Man kan t ex genom kontinuerlig insprutning med sprutor, kolvpumpar eller peristaltiska pumpar dosera koncentrerad gas eller motsvarande kondensat till spädluftströmmen. I det senare fallet krävs dessutom att förångningssteg (värmning eller finfördelning). Kommersiellt tillgängliga system är relativt dyra.

I samband med volym-dosering används även spädning via flödesmätare. Tekniken är relativt billig och flexibel, men problem uppstår ofta med de små rotametrarnas funktion (ml/min-området), bl a är de mycket känsliga för lutning, vibrationer och nedsmutsning.

Mer robust och minst lika billig är den teknik där flödesbestämning görs genom tryckfallsreglering med strypningar. Antingen varierar strypningarnas dimensioner vid konstanta tryckförhållanden eller varierar pålagda tryck eller undertryck över en konstant strypning.

3.2. Ampullmetoder

Mätning med analysampuller innebär användning av ett analytiskt mätsystem baserat på en "ampull" (igensmält glaströr), innehållande en reagensbelagd bärare av viss kornstorlek samt en pump - vanligen handdriven - som suger provluften genom den öppnade ampullen. Kontakten mellan den undersökta komponenten i provluften och reagenset ger i indikatorskiktet upphov till ett färgomslag (färgning eller avfärgning). Vanligen tas längden av den färgade zonen som ett kvantitativt mått på gashalten enligt en påtryckt eller bifogad skala. För vissa ampulltyper sker i stället färgomslag i indikationsskiktet som helhet och gashalten kvantifieras då genom att man jämför färgintensiteten med en i ampullen inbyggd referensfärg eller separat färgkarta.

Färgreagensen kan vara mer eller mindre specifika för den undersökta gaskomponenten ifråga. Ampuller för organiska ämnen, t ex lösningsmedel, baseras ofta på mindre specifika reaktioner än ampuller för oorganiska ämnen, t ex svavelväte. För vissa ampuller har selektiviteten kunnat förbättras genom inbyggnad av olika förskikt, som absorberar eller bryter ner störande ämnen.

I Sverige är f n fem större tillverkare av mätsystem baserade på analysampuller representerade och med deras totala utbud kan mer än 200 gasformiga ämnen analyseras:

Auer GmbH, Tyskland (agentur Tegma AB, Malmö, tel 040-699 07 00)

Drägerwerk AG, Tyskland (agentur Dräger Svenska AB, Svenljunga, tel 0325-12 960)

Gastec Co., Japan (agentur Kebolab AB, Spånga, tel 08-621 34 00)

MSA Co., USA (agentur Tegma AB, Malmö, tel 040-699 07 00)

Kitagawa, Japan (Berendsen Safety AB, Stockholm, tel 08-602 77 00)

Huvuddelen av de kommersiellt tillgängliga analysampullerna är framtagna för att mäta gashalten i det arbetshygieniskt intressanta haltområdet, dvs kring ämnens hygieniska gränsvärde. Det finns dock även exempel på analysampuller avpassade för tekniska mätningar (höga gashalter), omgivningshygieniska halter (ppb-området) och speciella ampuller och teknik för kontroll av utandningsluft.

Numer finns - som komplement till de vanliga ampullerna för korttidsanalys - på marknaden dels diffusionsstyrda ampuller, dels ampuller för elektriskt driven långtidsmedelvärden under en arbetsdag.

För såväl analysampuller som för andra mätsystem gäller vissa begränsningar i haltområde, specificitet, temperatur- och fuktberoende. Likaså måste lagringsproblem beaktas. Det bör i detta sammanhang bl a påpekas att man inte utan kontrollkalibrering skall sammankoppla pumpar och ampuller från olika tillverkare.

Analysnoggrannheten och specificiteten för analysampuller kan inte jämföras med vad som kan erhållas med t ex adsorbentprovtagning och kromatografisk analys, och haltvariationer kan inte studeras lika lätt som med t ex skrivande, direktvisande instrument. Exponeringsmätningar kan heller inte utföras med analysampuller. Ampullanalys är dock genom sin enkelhet, snabbhet och åtmin-

stone för kortare serier låga pris ett mätsystem, som rätt utnyttjat, kan lösa vissa gasanalysproblem i arbetsmiljösammanhang.

Litteratur:

SS-EN 1231, Arbetsplatsluft – Korttidsmätning med direktvisande analysampuller
– Krav och provninvgsmetoder

4. Direktvisande mätmetoder för aerosoler

För mätning av aerosoler i arbetsmiljön finns behov av instrument, vilka har hög tidsupplösning och direkt resultatredovisning samtidigt som de är enkla att handha. Gemensamt för de direktvisande instrumenten är att de mäter en aerosolkoncentration ospecificerat i form av en finfraktion eller en storleksfördelning, och därför endast är ett komplement till de metoder som används för exponeringsmätningar. Exempel på detta är när man vill studera koncentrationsvariationer under ett arbetspass. Tillgång till direktvisande instrument underlättar även planering av exponeringsmätningar, genom att man snabbt kan fastställa var det luftburna dammet alstras, hur det sprids i lokalen samt under vilket moment i en process som den huvudsakliga dammalstringen sker. Metoderna lämpar sig också för studier av olika åtgärders effekt på partikelhalterna samt för läcksökning.

Direktvisande mätinstrument finns i många olika utföranden, med olika användningsområden. De är alla mer eller mindre direktvisande jämfört med provtagning med filter för efterföljande laboratorieanalys. Instrumenten kan delas upp efter huruvida de räknar och storleksbestämmer enstaka partiklar, mäter någon storhet som är direkt kopplad till aerosolens masskoncentration, eller mäter någon annan storhet.

A. Partikelräknare

Dessa instrument räknar antalet provtagna partiklar i olika storleksklasser. Partiklarna är luftburna under hela sin passage genom partikelräknarna. De flesta av dessa instrument är anpassade för mätningar av luft som är renare än vanlig utomhusluft. Instrumenten är ofta stora och tunga. De mindre instrumenten som kan användas för personburna mätningar kan inte mäta de höga halter som ofta förekommer i industrimiljö. Instrumenten gör inga analyser på de provtagna partiklarna, utöver de som görs under provtagningen för att bestämma partikelstorleken, varför man ej i efterhand kan avgöra partiklarnas form, kemiska sammansättning, densitet, eller optiska egenskaper. De är därför inte lämpade för mätningar relativt gränsvärdeslistan. Partikelräknare finns i främst tre utföranden, beroende på huruvida partikelstorleken klassificeras avseende på de enskilda partiklarnas spridning av ljus (vitt eller laser), elektriska mobilitet, eller aerodynamiska storlek. Den optiska och aerodynamiska bestämningen sker parallellt, medan den elektriska sker sekventiellt för olika mobiliteter. Därför finns vid parallell storleksbestämning en maximal partikelkoncentration innan sannolikheten för att två partiklar skall registreras som en större blir oacceptabelt hög, och de uppmätta partikelstorleksfördelningarna inte längre går att tolka. De optiska och aerodynamiska partikelräknarna mäter fel (ibland möjligt att korrigera) ifall de

används på andra aerosoler än de med vilka de kalibrerats, vanligen DOP-dimma eller polystyrendamm. Dessa instrument är mycket känsliga och kräver stor erfarenhet för att hantera dem och tolka deras resultat.

Det finns en typ av partikelräknare (flyttbar) som enbart räknar fibrer i ett storleksintervall. Denna fiberräknare följer dock inte alla de räkneregler som gäller vid utvärdering mot gränsvärdeslistans fiberhalter.

B. Instrument som mäter aerosolens masskoncentration

Till skillnad från partikelräknare, som räknar och mäter enskilda luftburna partiklars storlek, deponerar dessa instrument aerosolens partiklar först på en yta, och därefter bestäms en storhet som beror på totalmassan av de deponerade partiklarna. För att massan på detta indirekta sätt skall kunna bestämmas fordras först att en viss minsta aerosolmassa har deponerats, varför man inte kan erhålla samma tidsupplösning som med de optiska och aerodynamiska partikelräknarna. Två olika mätprinciper finns, förändring av resonansfrekvens för vibrerande plattor, rör, filter etc., respektive absorption av radioaktiv strålning (β). Flera deponeringsmekanismer används, som filtrering, impaktion och elektrisk avskiljning. Storleken på dessa instrument varierar från flyttbara till bärbara, men inget instrument avpassat för personburna mätningar finns idag kommersiellt tillgängligt. De större instrumenten tycks fungera bra vid utomhusmätningar, typ PM-10, men de mindre bärbara har av olika anledningar inte fungerat så bra vid arbetsplatsmätningar.

C. Övriga direktvisande instrument

Denna grupp består praktiskt sett enbart av en sorts instrument, och det baserar sig på partiklars förmåga att sprida ljus. Principen är densamma som för de optiska partikelräknarna, men för instrumenten i denna grupp är mätcellen mycket större så att det inte enbart är en partikels spridda ljus som detekteras åt gången. Man erhåller i princip ett momentant värde relaterat till aerosolkoncentrationen. Praktiskt taget alla dessa mätinstrument har en känslighetskurva som medför att de utan att behöva använda föravskiljare i stora drag provtar den respirabla fraktionen. Känsligheten för större partiklar faller snabbt. Dessa instrument mäter ej en aerosols masskoncentration (eftersom mätsignalen är oberoende av partiklarnas densitet). Istället beror signalen på aerosolens optiska egenskaper, och dess storleksfördelning (instrumenten är mycket känsligare för rök än för damm eller dimma). Detta gör det nödvändigt att mäta upp omräkningsfaktorer ifall instrumenten skall användas för absoluta mätningar av t. ex. inert mineraldamm eller en viss kemisk förening. Instrumentens mätsignal är däremot mycket linjär, och de är enkla att tillverka och behöver i princip ingen pump, varför versioner för personburna mätningar finns kommersiellt tillgängliga. Då mätningar för att bestämma omräkningsfaktorer är mycket tidskrävande är instrumenten ej lämpade för mätningar gentemot gränsvärdeslistan. Istället är instrumenten utmärkte för tekniska, åtgärdsinriktade mätningar.

Litteratur

- Baron P A, Direct-reading Instruments for Aerosols - A Review. *Analyst*, 119(1):35-40, 1994.
- Kuusisto P, Krantz S, Utvärdering av direktvisande mätinstrument för aerosoler. *Arbete och Hälsa* 1983:15.
- Pui, D Y H, Direct-reading Instrumentation for Workplace Aerosol Measurements - A Review. *Analyst* 121(9):1225-1232, 1996.
- Willeke K, Baron P, (eds.) *Aerosol measurement: Principles, techniques, and applications*, Van Nostrand Reinhold, New York, 1993.

5. Metoder med separata provtagnings- och analyssteg

5.1. Volymmätning

Vid mätning av föroreningshalter i luft uttrycks mätresultatet i volym- eller vikt- delar av föroreningen per volymdelar provluft. Vid arbetshygieniska undersökningar används, för aerosoler, sortenheten mg/m^3 och för gaser och ångor dessutom enheten ppm (parts per million), som här skall utläsas volymdelar föroreningar per en miljon volymdelar luft.

I gränsvärdeslistan förekommer f n angivelser för gasformiga ämnen uttryckta i såväl ppm som mg/m^3 . Omräkning mellan de båda sortenheterna kan utföras med nedanstående ekvation:

$$\frac{X \times P \times M}{RT} = Y$$

eller vid trycket 1 bar

$$\frac{X \times M}{RT} = Y$$

- där X = ämnets koncentration i ppm
Y = ämnets koncentration i mg/m^3
M = ämnets molvikt
R = $0,083 \text{ bar mol}^{-1} \text{ grad}^{-1}$
T = absoluta temperaturen (K)
P = lufttrycket i bar

Eftersom ett haltvärde bildas genom division mellan en analyserad provmängd av det aktuella ämnet och luftprovets volym (eller mellan detekterad mängd per tidsenhet och luftflöde) kommer givetvis noggrannheten i volymmätningen (flödet) att få samma betydelse för slutresultatets tillförlitlighet som noggrannheten i själva analyssteget (detektorn).

Instrument för volymmätning kan indelas i sådana, där hela luftprovet uppsamlas i ett slutet kärl (direktuppsamling) och sådana, där luftprovet får passera mätanordningen under mätningen. Till den förra gruppen hör t ex evakuerade gaspipetter, sprutor eller spirometrar och till den senare gruppen räknas kolvpumpar, torrgasmätare (bälgar) och våtgasmätare (roterande skovlar). Av volymmetoderna kan framför allt spirometern och våtgasmätaren, efter vederbörlig kalibrering, ge en hög noggrannhet (ca $\pm 0,5\%$) i uppmätt provluftvolym.

Vid sidan av totalvolymbestämning kan volymbestämning genom flödesmätningar i form av t ex lufthastighetsmätning med pitotrör, anemometrar (vinghjul, termiska) eller teknik som baseras på tryckfallsmätning över förträngningar (strykfläns, kapillär och venturirör)) användas. För luftföroreningsanalys är dock rotametrar, kolvmätare eller massflödesmätare bättre lämpade. Volymbestämningen utförs praktiskt så, att flödet bestäms t ex före och efter provtagningen. Provtagningstiden antecknas och volymen beräknas ur produkten av medelvärdet av flödet och tiden. Med dessa tekniker bestäms endast det momentana luftflödet, varför tekniken är olämplig vid variationer i luftflödet. Moderna luftprovtagningspumpar ger konstant flöde under hela provtagningsperioden.

Valet av volymbestämningsmetod hänger intimt samman med den vid mätningen använda provtagningsmetodiken, eftersom stora variationer kan föreligga mellan erforderliga luftvolymmer och flödeshastigheter beroende på typ av anrikningssteg och känslighet i analysmetoden.

I det följande beskrivs kortfattat några av de ovan omnämnda metodikerna.

A. Spirometer

En spirometer består av en cylindrisk behållare med känd volym. Behållaren är rörlig i höjddled över en kolv flytande i ett vätskefyllt kärl. Reproducerbarheten vid luftvolymmätningar är bättre än $\pm 0,2\%$ av nominellt flöde. Spirometern kan anses vara en normal för andra volymmätningssinstrument.

B. Evakuerade kärl

Kärlets totala inre volym bestäms först genom t ex differensvägning efter fyllning med vatten. Provtagningen har karaktären av momentanprov, men provtagningstiden kan förlängas upp till några minuter genom att man i inströmningsöppningen placerar en förträngning, t ex kanyl eller kapillär. Kärlden kan antingen vara helt torra, vilket dock medför risk för adsorptionsförluster på kärlväggarna under lagringen, eller försattsas med en lämplig absorptionslösning i vilken den avsedda komponenten under omskakning av kärlet anrikas. Evakuerade kärl är nödvändiga där lång kontakttid mellan gasprov och adsorptionslösning erfordras.

C. Spruta

Arbetssättet och tillämpningsområdet liknar det som användes vid provtagning med evakuerade kärl med bl a den skillnaden att gasprovets storlek här lättare kan fyllas med olika hastigheter, dvs tas som momentanprov, 15-minuterprov eller längre tid (motordriven spruta). Då hela volymen i sprutan utnyttjas för analys används den även som volymmätningssinstrument. Adsorptionsförlusterna kan nedbringas genom att sprutan "sköljs" några gånger med provluft. Lagringstiden är begränsad - några timmar - för många ämnen mindre.

D. Gasur

För fältbruk används torrasmätare för registrering av större luftvolym. Torrasmätaren mäter luftvolymen, som registreras med ett räkneverk. Gasur tillverkas för olika flödesområden. Tekniken används t ex vid stationär bestämning av dammhalter.

E. Rotameter

En rotameter består av svävkropp (kula eller kon) och ett graderat koniskt glaströr. Rotametern är mycket känslig för nedsmutsning och måste som alla icke absoluta metoder kalibreras med jämna mellanrum.

F. Tryckfallsmätning över strypning

Genom att placera en strypning i en provtagningsledning och mäta tryckfallet över strypningen kan man ur kalibreringsvärden bestämma det momentana flödet

G. Såpbubbelmätare

En såpbubbelmätare består av ett graderat glaströr med känd volym. Nederst på glaströret sitter en gummiblåsa som fylls med såplösning. En bit upp på glaströret finns en insugsöppning. Leds en gasström genom glaströret samtidigt som såplösning trycks upp över insugsöppningen bildas en såpbubbla (såphinna) som stiger i glaströret. Genom att ta tiden för en såpbubbla över en känd volym kan flödet beräknas. Dessa mätare med smala glaströr (volym vanligen 10, 25 eller 50 mL) används för små gasflöden samt för kalibrering av vissa membranpumpar.

H. Kolvmätare

En kolvmätare består av ett glaströr med känd innerdiameter och en kolv med någon typ av lågfriktionstätning mot glaströrets insida. Då luften leds genom röret flyttas kolven och med hjälp av optiska sensorer kan tiden över en bestämd volym bestämmas. Oftast används mikroprocessor för att bestämma luftflödet. Kolvmätare har stor noggrannhet och används bl.a. för att kalibrera andra mätmetoder som t.ex. rotametrar.

I. Massflödesmätare

I en massflödesmätare bestäms temperaturen före och efter uppvärmning av luftflödet. Temperaturskillnaden är ett mått på massflödet. Massflödet är oberoende av tryck och temperatur. En massflödesmätare är kalibrerad för ett visst medium (t.ex luft). Efter elektronisk bearbetning visas flödet på digital display.

5.2. Provtagning

Man skiljer mellan i första hand två olika slag av provtagningsmetoder. Den första metoden, som här nedan benämns direktuppsamling, innebär att en viss volym av luften uppsamlas och förvaras i något lämpligt kärl, varifrån kända volymer kan tas ut för (t ex gaskromatografisk) analys.

Den andra provtagningsmetoden, som innebär ett anrikningsförfarande, kan utföras på olika sätt alltefter luftföroreningens art genom adsorption, kemosorption, filtrering eller uttvättning.

Aerosoler avskiljs på filter av olika typ eller med impingerflaska, medan gasformiga föroreningar uttvättas med gastvättflaska, adsorberas på aktivt kol eller dylikt.

Vid planering av provtagningen måste hänsyn tas till hur låga halter i luften av ämnet ifråga man vill kunna bestämma, vilket i sin tur beror på den hygieniska gränsvärdet. Med kännedom om den slutvolym till vilken provet skall spädas samt analysmetodens känslighet räknar man ut den minsta luftvolym, som måste provtas. Hänsyn måste då även tas till att man vill ha möjlighet att göra dubbelbestämning. En sådan förhandsberäkning är nödvändig för att provtagningen skall ge önskat resultat, och den förutsätter god kontakt mellan den som tar provet och analyslaboratoriet. En metod som används för att mäta kemiska ämnen i arbetsplatsluft bör vara testad och uppfylla de krav som preciseras i SS-EN 482.

Litteratur

SS-EN 482, Allmänna krav på metoder för mätning av kemiska ämnen i arbetsplatsluft

Mätmetoder för gasformiga luftföroreningar. Arbetsmiljöinstitutet Utbildning 5/1991.

5.2.1. Direktuppsamling

A. Provtagning med aluminiumplastlaminatpåsar (polyetan-Al-polyester), Saranpåsar m fl.

Med en pump pumpas luft med konstant hastighet in i en påse av lämpligt material och utförande (volym ca 5-20 liter). Beroende på den provtagningstid som önskas, kan luftflödet varieras så att påsen fylls på önskad tid. Provvolymer i påsen är av underordnad betydelse vid denna typ av provtagning. Proven kan förvaras i påsen, men förlusterna kan variera beroende på vilka lösningsmedel som skall bestämmas. Analys kan utföras gaskromatografiskt eller med IR direkt på prov från påsen eller med ampullmetodik.

5.2.2. Anrikningsmetoder

5.2.2.1. Pumpar

A. Pumpar för personburen provtagning

Pumpar till personburen utrustning för arbetshygieniska mätningar skall vara små, lätta och batteridrivna. Flera typer av sådana pumpar finns i marknaden. Om explosionsrisk kan tänkas föreligga användes endast explosionssäkra pumpar.

Flertalet pumpar för personburna utrustningar är membranpumpar. Moderna pumpar har inbyggd dämpning som minimerar pulsationer i flödet, som annars kan ge upphov till fel vid flödesmätningen. Vissa pumpar är försedda med en inbyggd rotameter. Denna får emellertid inte användas vid volymbestämningen

utan används enbart som en indikation på att pumpen är påslagen. Flödesmätning med rotameter får inte ske mellan pump och filter (adsorbent), utan måste ske externt på det luftflöde som går in i filtret. Orsaken till det är att mätning med rotameter ska ske vid normalt lufttryck och efter ett filter uppstår alltid ett lägre tryck som om det blir stort kan ge upphov till avsevärda fel.

Under provtagning får flödet inte variera mer än 10 % i jämförelse med flödet i början av provtagningen. Vid provtagning med föravskiljare får flödet ej variera mer än $\pm 10\%$ från märkflödet. För de idag aktuella föravskiljarna är märkflödet 1,9 l/min. Moderna pumpar kan hålla konstant flöde oavsett mottryck över filtret eller batteriets kondition.

För provtagning med adsorbentrör finns även pumpar som har försetts med ett räkneverk som räknar varje pumpslag. Den luftvolym som pumpas vid varje pumpslag är konstant, förutsatt att motståndet i adsorbentröret inte är för stort.

Litteratur

SS-EN 1232, Arbetsplatsluft – Pumpar för provtagning av kemiska ämnen – Krav och provningsmetoder

B. Pumpar för stationär provtagning

Vid stationär provtagning kan även nätdrivna pumpar användas. Den provtagna volymen kan bestämmas med gasur eller så kan rotameter användas för flödesmätning. Används gasur skall man vara uppmärksam på att luften kan expandera genom temperaturförhöjning vid passage av pumpen. Används rotameter måste en särskilt utformad anslutning utnyttjas vid flödesmätning, så att inte hastigheten hos luftstrålen när den träffar det på filtret uppsamlade dammet blir för stor, annars kan förluster av redan uppsamlat damm ske.

Litteratur

Krantz S, Christensson B: Mätning av damm, rök och dimma i arbetsmiljön.

Utbildning 1979/6, Arbetsarkivstyrelsen, Stockholm 1979.

5.2.2.2. Adsorption

Provtagning på fast adsorbent i kombination med kromatografisk analys är den viktigaste metodiken för mätning av organiska ämnen i arbetsplatsluft. För adsorption av gaser eller lösningsmedel kan ett flertal adsorbentmaterial användas i kombination med lösningsmedelsdesorption. Vanligast är aktivt kol. Adsorptionskolonner med aktivt kol (kolrör) finns kommersiellt tillgängliga. Det bör påpekas, att kolrör inte kan användas för provtagning av metanol och att kapaciteten är ringa för många lättflyktiga ämnen, bl a etanol, aceton och metylenklorid. Man bör vidare beakta att utbytet kan ligga långt under 100% för vissa ämnen vid lösningsmedelsdesorption från aktivt kol. För desorption av polära ämnen kan man behöva modifiera desorptionslösningsmedlet (ofta koldisulfid eller etylacetat) med något mera polärt ämne som en alkohol. Många svårflyktiga, opolära organiska ämnen har visat sig ge mycket dåliga desorptionsutbyten från aktivt kol.

För dessa typer av ämnen kan man i stället använda en organisk polymer, t ex Amberlite XAD, som adsorbent. Amberlite XAD-2 och Amberlite XAD-4 är en styrenpolymerer som lämpar sig bäst för provtagning av aromatiska (opolära) föreningar och Amberlite XAD-7 är en akrylesterpolymer som lämpar sig bäst för alifatiska, polära föreningar. Adsorptionsmaterialet packas i samma typ av Adsorptionskolonner som används för aktivt kol. Adsorptionskolonner med XAD-2, XAD-4, XAD-7 med flera adsorptionsmaterial finns kommersiellt tillgängliga.

Aktiverad kiselgel kan ibland vara ett alternativ till aktivt kol. Kiselgel och aktivt kol skiljer sig i vissa avseende ifråga om affinitet till olika lösningsmedel. Vid adsorption på kiselgel får ämnets polaritet en viss betydelse. Därför är affiniteten till kiselgel låg för alkaner, något högre för alkener, aromater m fl. Alkohol slutligen har stor affinitet till kiselgel. Kiselgel används framför allt för provtagning av lättflyktiga, polära ämnen som lågmolekylära alkoholer och aminer. Vatten har relativt stor affinitet till kiselgel, vilket kan leda till störningar vid såväl provtagning som analys. Sådana störningar har man vanligen inte vid provtagning på kol eller XAD.

Ämnen adsorberade på fasta sorbenter kan även desorberas termiskt. Denna metodik kan vara speciellt lämplig vid mätning av mycket låga föroreningshalter, samt i kombination med diffusionsprovtagning med rörformade diffusionsprovtagare. Speciell instrumentering för automatisk termisk desorption gör att sådana analyser kan automatiseras i stor utsträckning.

A. Provtagning med pump och adsorbentrör

En känd mängd luft sugas genom adsorbentröret varvid de flesta lösningsmedel i luften adsorberas. Adsorptionsmedlet överföres till en mätkolv med känd mängd lämplig desorptionsvätska (för aktiv kol ofta koldisulfid eller dimetylformamid). En del av vätskan injiceras därefter i gaskromatograf och av utslaget på gaskromatogrammet kan halterna beräknas. Adsorbenten kan även desorberas termiskt direkt in i gaskromatografen.

Provtagningsutrustningen bör i regel vara av personburen typ och av ett sådant utförande, att den kan bäras av arbetstagaren utan att arbetet hindras. Utrustningen kan bestå av:

- I. En pump för att suga luft genom adsorptionsröret.
- II En anordning för att bestämma den luftvolym som passerat kolonnen.

Pumpen bör kunna suga en luftvolym om ca 20-200 ml/min genom kolonnen och denna volym bör kunna bestämmas med en noggrannhet på 5% eller bättre. Det finns idag kommersiellt tillgängliga utrustningar för provtagning med adsorptionsrör.

Den volym luft som sugas genom ett adsorbentrör bör ej överstiga 5 liter, om inte metoden är utvärderad för andra volymer. För att undvika förluster minskar man i vissa fall denna volym ytterligare. (För t ex vinylklorid på kol bör volymen ligga under 1,5 liter). Vanligen kan proven förvaras längre tid (2-3 veckor) utan förluster.

B. Diffusionsprovtagning

Diffusionsprovtagare eller passiva provtagare har som namnet antyder ingen pump som driver luften genom provtagaren utan gasen transporteras fram till adsorbenten under kontrollerad diffusion. Mängden gas som adsorberas per tidsenhet bestäms av provsamlarens geometri samt gasens diffusionskoefficient och koncentration i luften. Desorption och analys sker på samma sätt som beskrivits för adsorbentrör. Diffusionsprovtagarna är små och lätta och kräver inga ytterligare anordningar för provtagningen, vilken sålunda kan genomföras utan besvär för arbetstagaren. Provtagningshastigheten är ofta endast 5-50 ml/min, vilket innebär att diffusionsprovtagaren ibland inte lämpar sig för korttidsmätningar (< 1 timme). Vid heldagsmätningar kan det erhållna värdet direkt jämföras mot det hygieniska nivågränsvärdet. Ett flertal fabrikat finns kommersiellt tillgängliga (se ISO-standarderna nedan) men det är viktigt att provtagaren är utvärderad på ett tillfredsställande sätt för de ämnen som provtas.

Litteratur

- SS-EN 1076, Arbetsplatsluft Adsorbentrör förpumpad provtagning av gaser och ångor - Krav och provningsmetoder Levin, J.-O., Andersson, K., Nilsson, C.-A. Syntetiska porösa polymerer som adsorptionsmaterial vid provtagning av organiska ämnen i arbetsplatsluft. Arbete och Hälsa 1985:28.
- Glover, J.H., ed., *Thermal desorption in industrial hygiene and environmental analysis*. Spantech Publishers, South Godstone, UK, 1991.
- Berlin, A., Brown, R.H. and Saunders, K.J., eds . "*Diffusive sampling. An alternative approach to workplace air monitoring*". Royal Society of Chemistry, London, 1987.
- SS-EN 838, Arbetsplatsluft – Diffusionsprovtagare för bestämning av gaser och ångor – Krav och provningsmetoder.
- ISO 16200-2, Workplace air quality – Sampling and analysis of volatile organic compounds by solvent desorption/gas chromatography- Part 2: Diffusive sampling method

5.2.2.3. Kemosorptionsprovtagning

Många reaktiva organiska ämnen (t ex aldehyder) kan inte provtas på fast adsorbent, och provtas därför ofta med uttvättning (5.2.2.4). Sådan våtkemisk provtagning innebär många nackdelar jämfört med provtagning på fast adsorbent. För dessa ämnen kan dock provtagningen i vissa fall göras med kemosorption, dvs ämnet adsorberas på en fast adsorbent och reagerar samtidigt med ett reagens som i förväg applicerats på adsorbenten. Det på adsorbenten bildade derivatet är stabilt och kan desorberas och analyseras på vanligt sätt. Exempel på denna metod är provtagning av formaldehyd på glasfiberfilter impregnerat med 2,4-dinitrofenylhydrazin.

5.2.2.4 Uttvättning

Gaser och ångor från lättflyktiga vätskor kan absorberas i gastvättflaskor eller i vissa fall i impingerflaskor. I en gastvättflaska önskar man god kontakt i ytan mellan den gas, som skall uttvättas (absorberas) och den absorberande lösningen. Detta kan uppnås genom att gasen finfördelas, t ex i ett glasfilter i tvättflaskinsatsens mynning. Impingerflaskan, som i första hand är avsedd för aerosoler men även kan användas för gaser saknar sådan anordning och luften leds genom ett rakt rör ned i impingerlösningen. Gastvättflaskan och impingerflaskan fylls med någon vätska, som i det första fallet skall tjäna som absorptionsmedel för gaser och ångor, och i det andra fallet skall avskilja partiklar genom impingereffekt. En nackdel med provtagning i gastvättflaska eller impinger är att man handskas med vätska, vilket försvårar den personburna provtagningen. Vid provtagning av partiklar med impinger måste man tänka på att små partiklar (mindre än 0.5-1 μm beroende på modell och luftflöde) ej fångas upp, samt att en del infångat/ upplöst material kan komma att smita ut med luftflödet vid dess passage genom vätskan.

Litteratur

Spanne, M., Grzybowski, P., Bohgard, M. Collection efficiency for submicron particles of a commonly used impinger. *Am Ind Hyg Assoc J* 60 (1999) 540-544.

5.2.2.5 Filterprovtagning

Vid provtagning av fasta aerosoler uppsamlas dessa vanligen på filter. Filtermetoden lämpar sig i första hand för provtagning av alla typer av damm och rök men även de flesta dimmor. Typen av aerosol styr filtervalet.

Provtagningsapparaturens huvudkomponenter utgörs av pump, flödesmätare, provtagarhus, ev. filterkassett och filter.

Mätningarna kan utföras personburet och/eller stationärt. Vid exponeringsmätning blir arbetets karaktär avgörande för valet av mätapparat. Vid ett stillasittande arbete kan utrustningen placeras stationärt intill arbetstagaren, medan ett mer rörligt arbete kräver att en personburen utrustning utnyttjas.

Det använda filtret utgörs vanligtvis av membranfilter av cellulosaestrar med diametern 25 eller 37 mm och porstorleken 0,8 μm . Filtret är placerat i en speciell kassett. Totaldammkassetten fungerar samtidigt som provtagare (för totaldamm) och filterkassett. För fibermätningar rekommenderas 25 mm filter, vilket ansluter till internationell praxis, samtidigt som hela filtret kan utnyttjas för analysen.

Efter viktbestämning av dammet kan detta bl. a. analyseras med avseende på:

- Partikelstorleksfördelning
- Kemisk sammansättning
- Fiberinnehåll

Med hjälp av lågtemperaturinaskning kan man vidare särskilja organisk och oorganisk del av provet. Då den luftmängd, som passerat filtret är känd, kan efter analys masskoncentrationen i mg/m^3 beräknas.

Vid provtagning med föravskiljare sker fraktioneringen under provtagningen. Föravskiljare skall separera dammet enligt den s k Johannesburgskonventionen från 1959. Enligt denna konvention skall den procentuella avskiljningsgraden för olika partikelstorlekar överensstämma med nedanstående tabell.

<u>D (µm)</u>	<u>% som passar föravskiljaren</u>
1,6	95
3,5	75
5,0	50
6,1	25
7,1	0

Där D är partiklarnas aerodynamiska partikeldiameter. Det damm, som passerar föravskiljaren, den s k respirabla fraktionen, uppsamlas på ett 25 eller 37 mm membranfilter beroende på provtagare.

Vid bruk av föravskiljare ställs större krav på provtagningsflödet än vid provtagning enligt filtermetoden. För att en föravskiljare skall ha sin avsedda avskiljningsfunktion ställs krav på ett visst flöde (märkflöde) och på att flödet ej pulserar. För föravskiljare av typ Higgins-Dewellcyklon gäller 1,9 liter per minut som märkflöde.

Föravskiljaren bör ej avvika mer än 45 grader från vertikalt läge under provtagning. Flödet får maximalt avvika ± 10 % från märkflödet. Pumpen skall vara utrustad med dämpdosa, som effektivt utjämnar ett pulserande flöde.

Vid bestämning av halten respirabelt damm beräknas provvolymen ur märkflödet och provtagningstiden.

Rök har en medelpartikelstorlek under 1 µm och kan betraktas som respirabel, varför föravskiljare ej behöver användas vid provtagning. Förekommer damm och rök av en viss förorening samtidigt, skall om ett gränsvärde för respirabel andel finns, föravskiljare användas.

I den 1993 antagna europeiska standarden SS-EN 481, Workplace atmospheres - Size fraction definitions for measurement of airborne particles (Arbetsplatsluft - Partikelstorleksfraktioner för mätning av luftburna partiklar) definieras partikel-fraktionerna inhalerbar, torakal och respirabel fraktion. Den nya respirabla konventionen avviker endast i liten omfattning från Johannesburgskonventionen. För torakal fraktion finns fn såvitt känt endast två provtagare kommersiellt tillgängliga (BGI Inc. GK2.63 och Arelco CIP-10T).

För mätning av inhalerbar fraktion finns på marknaden provtagare som utvecklats speciellt för att provta enligt den nya inhalerbara konventionen. De två vanligast förekommande provtagarna är IOM Inhalable Sampler och Conical Inhalable Sampler. Dessa två provtagare skiljer sig från den i Sverige traditionellt använda filterkassetten genom att de skall placeras på arbetarens bröst och peka rakt ut, samt att de har egna filterkassetter. Den inhalerbara dammhalten är oftast 1.5–3.5 ggr

större än den dammhalt som erhålls vid provtagning med 25 eller 37-mm filterkassett (den s. k. totaldammhalten).

Litteratur

Griffiths W.D. and DeCosemo G.A.L., The Assessment of Bioaerosols: A Critical Review., *J.Aerosol. SCI.*, Vol 25, No.28., (1994)

Mätning av partiklar, Metodserien 1010, Arbetarskyddsstyrelsen 1979 (numera Arbetslivsinstitutet).

SS-EN 481, Arbetsplatsluft - Partikelstorleksfraktioner för mätning av luftburna partiklar

Vincent J H, *Aerosol sampling, science and practice*. John Wiley & Sons, 1989.

Vincent J H, *Aerosol science for industrial hygienists*. Pergamon, 1995.

5.3. Transport och förvaring av prover

A. Fasta ämnen

Fasta ämnen förekommer i luften i form av damm eller rök och tas i allmänhet upp på filter av olika slag. Vanligen används membranfilter av små dimensioner (25 eller 37 mm diameter), vilka förvaras i kassetter som är lätta att transportera. Om mängden damm på filtret är relativt stor, lossnar lätt en del damm från filtret under transporten. Skulle detta inträffa, måste dammet på något sätt återföras till filtret före vägningen. Om vägning ej behövs, utan t ex hela filtret skall lösas i någon syra, bör kassetten sköljas ur med litet syra, som förenas med huvudmängden.

Prover för metallanalys, liksom prover av kvarts och fibrer, kan förvaras vid rumstemperatur utan speciella försiktighetsåtgärder. Vissa ämnen kan avdunsta och/eller förstöras av ljus, varför de måste förvaras i kylskåp och i övrigt skyddas mot dagsljus. Dit hör t ex polycykliska aromatiska kolväten av typ benzo(a)pyren. Prover innehållande mikroorganismer skall transporteras snabbast möjligt till laboratoriet för analys. Mikroorganismer insamlade i vätska transporteras vid +4 °C till laboratoriet. Filter skickas med post samma dag som provtagningen har utförts för att anlända till laboratoriet dagen efter. Om detta ej är möjligt lagras filterproverna vid +4 °C över natt. Undvik att skicka prover på fredagar då de blir liggande över helgen innan de distribueras till laboratoriet.

B. Vätskor

Svårflyktiga vätskor i dimform tas ofta upp på filter, antingen av membran typ eller glasdun. Membranfilter transporteras bäst i sina hållare sedan dessa tillslutits. Även rören med glasdunfilter måste förslutas väl före transporten. Förvaringen före analysen bör ske i kylskåp. Lättflyktiga vätskor måste tas upp i impingerflaska eller på adsorptionsrör. Se för övrigt under C nedan.

C. Gaser och ångor

Bekvämast att hantera och transportera är adsorptionsrör som förslutits väl i båda ändar med plathylsor. Rören kan skickas med vanlig post, ordentligt emballerade. I väntan på analys förvaras rören i kylskåp. De flesta lösningsmedelsprover tål att förvaras efter veckor på detta sätt utan större förluster, men lagringshållbarheten måste utprovas för varje enskilt ämne. Om provet tagits med någon "våt" metod (impinger eller tvättflaska), blir transporten besvärligare. Själva provtagningskärlet är ömtåligt och svårt att frakta. Om direkt transport från provplats till laboratorium kan ordnas, brukar kärnen förslas i särskilda transportlådor, sedan de förslutits noggrant. Man får inte vända kärnen upp och ned under transporten. Även om förslutningarna håller tätt, blir utsköljningen av en flaska som vänts besvärlig, och förluster uppstår lätt. En bättre metod är att efter provtagningen överföra kärlets innehåll till en vanlig flaska av plast eller glas med tättslutande propp. Transporten blir enklare, men om ämnet är lättflyktigt finns risk för avdunstningsförluster. Tidigare har två slags absorptionsvätskor nämnts, sådana som är rena lösningsmedel för det ämne som skall absorberas och sådana som binder ämnet genom kemisk reaktion (t ex natriumhydroxid för fluorväte). I det senare fallet är vanligen risken för avdunstningsförluster liten.

I undantagsfall måste prov på mycket flyktiga substanser tas i kylda provtagningskärl, antingen på adsorptionsrör t ex kolrör, eller i tvättflaska o dyl. I sådana fall måste provtagning, transport och förvaring fram till analysens påbörjande bilda en "kylkedja", där provets temperatur hela tiden hålls nere. Kylningen kan ske med is, köldblandning (is-koksalt) eller kolsyreis allt efter behovet av låg temperatur. Längre transporter eller långa förvaringstider före analysen kan av naturliga skäl ej komma ifråga för sådana prover. Vanligen krävs direkttransport till laboratoriet och omedelbar analys. Om temperaturen i en frysbox (ca -20 °C) är tillräckligt låg för det aktuella provet, kan dock förvaringstiden utsträckas. OBS! Risk för söndersprängning av glaskärl med vattenlösning.

Förvaring av flytande prover i väntan på analys sker vanligen i kylskåp.

Kärl med flyktiga vätskor får inte förvaras i samma kylskåp som proverna. Detta gäller speciellt kärl, som innehåller samma ämne, som skall bestämmas. Även ur väl förslutna kärl tränger så småningom en del ånga ut, och koncentrationen i ett kylskåp kan bli rätt hög efter några dygn. Ångan tar sig in i provkärnen trots deras förslutning och man kan få en kontamination, som är påvisbar med t ex gaskromatografi. Om inget "rent" kylskåp finns att tillgå, kan ibland risken för förluster vid förvaring i ett svalt och mörkt rum vara att föredra framför risken för kontamination i ett kylskåp.

Uppblåsbara påsar el dyl. är ur transportsynpunkt besvärliga. De är skrymmande och kan ej skickas med post eller järnväg. Direkt transport till laboratoriet är nödvändig. Hållbarheten hos ett sådant prov beror både på ämnet och på materialet i påsen. Några plastmaterial har visat sig särskilt användbara, såsom saran (polyvinylidenklorid) och laminat med tre skikt (polyester-aluminiumfolie-polyeten, inifrån räknat). Med tiden sjunker halten av lösningsmedelsånga i påsen, beroende på adsorption på väggarna. I allmänhet är det önskvärt att göra analysen

så snart som möjligt efter provtagningen. Detta gäller i princip alla sorts prover, oavsett provtagningsmetod.

5.4. Analyser

5.4.1. Spektrofotometri

Spektrofotometri är en traditionell våtkemisk analysmetod, som baseras på olika ämnens förmåga att absorbera ljus när de finns i en lösning. Provlösningen överförs till en sk kyvett med två planparallella och genomskinliga väggar. Kyvetten placeras i en spektrofotometer, som är uppbyggd så att en ljuskälla skickar en ljusstråle genom kyvetten mot en detektor, som mäter ljusintensiteten och omvandlar den till en elektrisk signal, vilken registreras på en display eller skrivare. Olika kemiska ämnen absorberar ljus av olika våglängder. Av den anledningen leds ljuset genom en sk monokromator, som delar upp ljuset i dess olika våglängder. Absorbansmätningen kan då ske enbart vid den våglängd som är specifik för det undersökta ämnet, varvid en större känslighet erhålles.

Den absorbans (minskning av ljus intensiteten) som kan uppmätas är linjärt proportionell mot mängden av det ämne som absorberar ljuset. Mätningen är inte absolut utan relativ och kvantifieringen sker därför i jämförelse med absorbansen av standardlösningar med känd halt av ämnet. Moderna spektrofotometrar har inbyggd elektronik för att beräkna den linjära ekvationen för kalibreringen. I äldre instrument avläses absorbansen för de olika standardlösningarna och avställs i ett diagram mot deras koncentration. Denna kalibreringskurva används därefter för att bestämma halten i provlösningarna

Spektrofotometri förutsätter att det sökta ämnet har ljusabsorption. Saknas naturlig ljusabsorption kan en komplexbildning med ett annat ämne som leder till en stark färg och färgändring vid reaktionen utnyttjas. Många ämnen har bättre absorbans inom UV-området varför spektrofotometrar ofta kan arbeta inom både det synliga våglängdsområdet och UV området. Absorbans inom IR-området kan också nyttjas men kräver vanligen andra ljuskällor, optik och detektorer, även om mätprincipen är densamma.

Litteratur

Ewing GW. *Instrumental methods of chemical analysis*. 5. Ed., McGraw Hill, New York, 1985.

5.4.2. Atomabsorption

AAS är en beprövad och vanlig metod för bestämning av små mängder metaller i både oorganiskt och organiskt material. Metoden bygger på att metallatomer i gasfas kan absorbera ljus och att ljusets våglängd är specifikt för metallen och den absorberade intensiteten proportionell mot mängden metall. Den utmärker sig för snabbhet, enkelhet i utförandet, hög känslighet och selektivitet samt är relativt fri från störningar från andra ämnen.

Metallatomer kan överföras till gasfas (atomiseras) på olika sätt, t ex med en luft/acetylen flamma eller i ett elektriskt varmt rör av grafit eller kvartsglas. Metoden kräver normalt prov i flytande form, varför fasta prov måste lösas upp, vilket vanligen sker i en stark syralösning.

Vid atomisering i flamma sugas provlösningen in i instrumentet genom ett munstycke och bildar en aerosol som torkar och därefter sönderdelas i flammen. En ljus från en ljusstråle genom flammen absorberas av metallatomerna och den minskning av ljusintensiteten som uppstår mäts med en fotomultiplikator (detektor). Vid atomisering i grafitrör injiceras en liten mängd provlösning (normalt 10 µL) i röret, som värms elektriskt i steg. Först till ca 100 – 200 °C så att syra lösningen avdunstar, därefter till 600 – 1 000 °C så att eventuell matris askas bort innan metallen förångas vid ca 2 000 – 2 500 °C.

Då varje metall absorberar ljus av specifika våglängder används speciella lampor (s k hålkatodlampor) som ger ljus med de våglängder som är karakteristiska för respektive metall. De förångade metallatomerna absorberar en del av ljuset och den minskning av intensiteten som uppkommer är proportionell mot mängden metallatomer i strålgången. Genom jämförelse med lösningar av känd halt av den sökta metallen kan resultatet utvärderas kvantitativt.

Känsligheten hos AAS-analysen är högre än hos de flesta kemiska analysmetoder. I den insprutade lösningen kan vanligen 0,005-0,1 µg/ml detekteras, beroende på metall och apparat. Vid atomisering i flamma förbrukas vanligen 2-5 ml provlösning för varje metall som man vill bestämma och vid atomisering i grafitrör 10-30 µL. Med denna teknik har detektionsgränsen för många metaller kunnat sänkas flera tiopotenser, jämfört med den konventionella flamtekniken.

Dessa förutsättningar är viktiga att känna till vid planering av provtagningen. Någon separation av olika metalljoner i provet för analysen behövs vanligen ej. Det finns dock åtskilliga exempel på störningar av olika joner. I undantagsfall kan också olika metaller inverka på varandras bestämning. Tänkbara störningar måste studeras då man planerar en analysmetod. Här kan endast hänvisas till originallitteraturen. Viktigast av allt är att standardlösningarna, som används vid kalibreringen, innehåller samma "matris" som provlösningarna, dvs övriga närvarande ämnen måste vara så lika som möjligt. Man får t ex inte kalibrera provlösningar med hög halt av syra mot standardlösningar i rent vatten.

Litteratur

Ebdon L, Evans H, Fisher A. Hill, S. *Analytical Atomic Absorption Spectroscopy*, 2nd Ed. Wiley, New York, 220 pp, 1998.

5.4.3. Induktivt kopplad plasmaatomemissionsspektrometri (ICP-AES)

ICP-AES är idag, vid sidan av AAS, en av de vanligaste metoderna för bestämning av metaller. Metoden bygger på att metallatomerna joniseras i ett plasma vid en temperatur av ca 5000 °C. Vid återgång till grundtillståndet

utsänder atomerna ljus där våglängden är karakteristisk för elementet och intensiteten proportionell mot mängden atomer av elementet.

Ett ICP-AES instrument består av en joniseringsenhet och en detektorenhet. Helium eller argon används som bärgas och bildar ett plasma med hjälp av ett radiofrekvensfält. Joniseringsenheten består vidare av en förstoftarsystem som suger upp provlösningen (fasta prov måste först lösas upp i stark syra) och bildar en aerosol, som transporteras med en bärgasström till plasmata, där aerosolen torkas, sönderdelas och elementen joniseras.

Detektorenheten kan vara en enkanals sekventiell detektor eller en flerkanals-detektor. En kanalsdetektor består av en monokromator med en kanal med fotomultiplikator. För varje element som ska analyseras ställs monokromatorn in för det elementets specifika våglängd. Kvantifiering sker genom analys av standardlösningar med känd halt. Proceduren upprepas för varje element som ska analyseras, dvs elementen analyseras sekventiellt efter varandra. En flerkanals-detektor består av en polykromator, som spektralt kan separera olika våglängder, samt ett antal fasta kanaler dit de specifika våglängderna för de olika elementen fokuseras. Det innebär att samtliga element kan analyseras samtidigt. Normalt har ett flerkanalsinstrument ca 40 kanaler. Kvantifiering genom analys av standardlösningar med känd halt av de olika elementen. Även element som fosfor och svavel kan analyseras med ICP-AES.

Litteratur

Hill S J, Ed. *Inductively Coupled Plasma Spectrometry and its Applications*. Sheffield Academic Press, Sheffield, UK, 370 pp, 1999.

5.4.4. Fluorimetri

Om ljus passerar genom en lösning av ett ämne, absorberas vissa våglängder (absorptionsband) av det lösta ämnets molekyler. Dessa exciteras härigenom, dvs elektronerna "lyfts" upp till en högre energinivå. Efter en mycket kort tidsperiod (10^{-8} - 10^{10} s) avges en del av den absorberade energin genom att molekylen utsänder ljus, vars våglängd är längre än det infallande ljusets. Detta utsända ljus, som sprids i alla riktningar, kallas fluorescensljus. För låga koncentrationer är fluorescensljusets intensitet proportionellt mot det fluorescerande ämnets koncentration, vilket möjliggör kvantitativ bestämning. Analysmetoden kallas fluorimetri. Vid högre koncentration upphör lineariteten, beroende dels på absorption av infallande ljus, dels på energiförlust på annat sätt än genom fluorescens (t ex kollision mellan molekyler). Det sistnämnda fenomenet kallas på engelska "quenching".

En fluorimeter påminner till sin konstruktion om en spektrofotometer. Det exciterande ljuset (t ex från en kvicksilverlampa) faller in i en kyvett, som innehåller lösningen. Fluorescensljuset, som emitteras från lösningen, tas vanligen ut genom kyvettens botten eller i sidled, vinkelrätt mot det infallande ljuset. Det får sedan passera genom en monokromator, som inställes på den våglängd, där fluorescens-

Ljuset är starkast. I enklare instrument användes färgfilter i stället för monokromator. Varje ämne uppvisar ett karakteristiskt fluorescensspektrum med en eller flera toppar. Ljusenergin mätes på vanligt sätt med en detektor, som ger signal till något mätinstrument. Intensiteten av fluorescensljuset är många tiopotenser svagare än det exciterande ljusets.

Fluorimetri är en mycket känslig analysmetod. Många ämnen kan bestämmas i halter ned till några ng/ml. Man måste dock övertyga sig om att man befinner sig inom området för linearitet vid mätningen, annars kan helt missvisande resultat erhållas. Lösningsmedlet kan i många fall påverka fluorescensen. Olika ämnen i lösningen kan även inverka på varandras fluorescens i högre koncentration genom quenchingfenomenet.

För noggrannare studium av fluorescens fordras en spektrofluorimeter, i vilken man kan variera även det exciterande ljusets våglängd godtyckligt. Ljuskällan måste här vara kontinuerlig, t ex en xenonlampa. Om fluorescensen mäts vid bästa våglängd och den exciterande våglängden varieras, får man ett excitation- och aktiveringsspektrum, som även är karakteristiskt för molekylen. Topparna i detta spektrum återfinns alltid i absorptionsspektrum för ämnet, eftersom endast absorberat ljus kan ge fluorescens. Vanligen ligger excitationstopparna inom UV-området, medan fluorescensljuset kommer inom våglängdsområdet för synligt ljus.

De ämnen, som kan bestämmas med fluorimetri är i första hand många omätta- de organiska ämnen, alltså aromater eller alifater med omättade bindningar. Indirekt kan även metaller bestämmas genom att de påverkar ett fluorescerande reagens. För beryllium kan man med fluorescens uppnå högre känslighet än med atomabsorption. Polycykliska aromatiska kolväten, såsom benzo(a)pyren lämpar sig särskilt bra för fluorimetri.

Litteratur

Hercules DM. *Fluorescence and phosphorescence*, Interscience Publ., New York, 1966.

5.4.5. Röntgenfluorescens (XRF)

XRF, som används för metallanalys, bygger på principen att en infallande energirik elektron, proton- eller röntgenstrålning exciterar elektroner hos elementen i provet till högre instabila energinivåer i elektronskalan. När elektronerna återgår till grundtillståndet, utsändes sekundärt en karakteristisk röntgenstrålning (fluorescens). Denna registreras endera via en mångkanalanalysator (energidispersiv XRF) eller via en analyskristall där intensitetsfördelningen som funktion av våglängden bestäms med en detektor (våglängdsdispersiv XRF). Med denna information kan de i provet ingående elementen identifieras och även analyseras kvantitativt, då ett samband finns mellan intensiteten av den för elementet karakteristiska fluorescensstrålningen och mängden av elementet i provet.

Tekniken att använda XRF för elementaranalys erbjuder en unik möjlighet genom att provet ej förstörs. Vidare kan alla element utom de allra lättaste identifieras. En kvantitativ analys kan givetvis även utföras av elementen om lämpliga referensmaterial finns eller om en korrektionsberäkning utförs. Genom att man vid ett analystillfälle får ett mått på en hel serie element, erbjuder metoden en bred och snabb information om provinnehållet.

Idag finns bärbara XRF instrument som möjliggör mätning ute i fält. Dessa instrument erbjuder unika möjligheter att snabbt mäta och värdera olika åtgäder för att minska eventuell exponering för skadliga metaller.

En speciell röntgenfluorescensteknik för analys av partikulära luftföroreningar är den så kallade PIXE-metoden. Här används energirika protoner eller α -partiklar för att få provet att sända ut karakteristisk röntgenfluorescensstrålning som sedan detekteras via en mångkanalanalysator. Bakgrunden av störningar är mycket låg och man har en snabb och extremt känslig metod att utföra multielementanalyser.

Litteratur

Bertin E P. *Principles and practice of X-ray spectrometric analysis*. Second Ed., Plenum Press, New York, 1975.

Johansson SAE, Cambell JL. *PIXE - A novel technique for elemental analysis*. John Wiley & Sons 1988.

5.4.6. Gaskromatografi

Gaskromatografen (GC) tillhör de kromatografiska separationsmetoderna. Med dessa skiljer man komponenterna (framför allt organiska ämnen) i en blandning från varandra så att mängden av varje komponent kan bestämmas. Allmänt har man i ett kromatografiskt system en stationär och en rörlig fas, som inte löser sig i varandra. De olika molekyllagerna i ett infört prov fördelar sig mellan de två faserna, varvid ämnen med större benägenhet att lösa sig i den stationära fasen transporteras igenom systemet med lägre hastighet än sådana ämnen, som föredrar den rörliga fasen.

I GC består den stationära fasen av en svårflyktig vätska på en inert stödfas eller på väggarna av en kapillär. Den rörliga fasen är gasformig. Med GC kan man göra kvantitativ analys av alla ämnen, som kan bringas i gasform på ett reproducerbart sätt - oförändrade, i form av flyktiga derivat eller mer sällan sönderdelade genom pyrolys.

Gaskromatografens viktigaste del är kolonnen av glas (kvarts) som innehåller ovan beskrivna kromatografiska system. Den är placerad i en noggrant tempererad ugn och är kopplad till en anordning för införande och förgasning av prov. Detta sker vanligen genom insprutning med injektionsspruta av vätske- eller gasformigt prov i ett uppvärmt så kallat injektionsblock. Kolonnen genomströmmas av en inert så kallad bärgas, oftast kvävgas eller helium. I utloppsänden sitter en detektor, som avkänner förändringar i bärgasens sammansättning och omvandlar dessa till elek-

triska signaler som, eventuellt efter förstärkning, matas ut på en registreringsanordning, vanligen en elektronisk integrator.

Av detektorer finns flera typer. Allmänt användbara men relativt okänsliga, är varmtråds- och termistordetektorerna (TCD). Dessa reagerar på förändringar i bärgasens värmeledningsförmåga. För organiska ämnen, särskilt i låg koncentration, begagnas oftast flamjonisationsdetektorn (FID), som bygger på jonisering av provkomponenterna då de förbränns i en liten vätgaslåga. Bland selektiva detektorer kan nämnas elektroninfångningsdetektorn (ECD). Denna utnyttjar vissa, speciellt halogenhaltiga, ämnens affinitet till elektroner. Den innehåller en radioaktiv källa (tritium eller nickel-63), som avger ett visst elektronflöde. Man får en vilostrom som minskar då exempelvis ett klorerat kolväte inkommer i detektorn. TCD kan användas i promilleområdet, FID i ppm-området och ECD kan för vissa ämnen användas för att detektera ännu lägre halter.

Det bör påpekas att GC-metoden inte är helt specifik. Ämnen som vandrar med samma hastighet genom kolonnen separeras inte. Vid analys av prov med helt eller delvis okänt innehåll krävs i regel arbete med flera olika kolonner med olika separationskaraktär (olika stationär fas). I kombination med masspektrometer kan man med GC göra säkra identifieringsanalyser.

Inom yrkeshygienen kan man använda GC-tekniken då det gäller bestämning av allehanda ångor och gaser i luften i arbetslokalen. Vidare kan man undersöka blod, urin och utandningsluft för att bedöma graden av påverkan genom mätning av halt av ursprungligt ämne och/eller ämnesomsättningsprodukter (metaboliter) härav. Lösningsmedel, färg och lack rengöringsmedel och lim är produkter, som kan undersökas med avseende på halt av sådana ämnen som kolväten, alkoholer, etrar, ketoner, klorerade kolväten etc.

Litteratur

Poole CF och Poole SK. *Chromatography today*. Elsevier, Amsterdam, 1991.

5.4.7. Vätskekromatografi

För analys av svårflyktiga eller termolabila organiska föreningar används numera i stor utsträckning vätskekromatografiska metoder. Av de olika vätskekromatografiska teknikerna skall här endast högtrycksvätskekromatografi (HPLC High Performance Liquid Chromatography) beröras. Principen liknar den för gaskromatografi med den skillnaden att den rörliga fasen utgörs av en vätska, som under tryck pressas genom den med finkornigt material packade kolonnen. En lösning av provet injiceras och förs av den rörliga fasen genom kolonnen. Kolonnmateriallet skall vara olösligt i den rörliga fasen och påverka komponenterna i provet så att de är väl separerade när de lämnar kolonnen.

Separationen kan ske efter följande principer: Adsorption, fördelning, jonbyte och förträngning. Vid adsorptionskromatografi adsorberas provet till den stationära fasen, som ofta utgörs av kiselgel eller aluminiumoxid. Provets komponenter

adsorberas olika hårt och följer därför den rörliga fasen med olika hastighet, vilket ger den eftersträvade separationen.

Fördelningskromatografi bygger på de lösta ämnenas (provets) fördelning mellan två icke blandbara vätskor. Den ena vätskan är fast fixerad på ytan av en inert bägare och den andra fungerar som rörlig fas. "Normal" fördelningskromatografi (Normal Phase) kännetecknas av att den stationära fasen är mer polär än den rörliga. Det omvända förhållandet (Reversed Phase) med en mera polär rörlig fas är en ofta använd teknik.

I jonbyteskromatografi utnyttjas kolonnens jonbytande egenskaper, och när separationen sker efter molekylstorlek kallas detta förträningskromatografi. I sistnämnda fall består kolonnen av en porös gel. Små molekyler kan tränga in i gelkornen och blir på detta sätt mer fördröjda än stora molekyler som passerar fritt mellan kornen. Efter kolonnpassagen förs de separerade komponenterna med den rörliga fasen till en detektor som vanligen registrerar förändringar i ljusabsorptionen inom UV-området när provets komponenter passerar. Detektorn kan också baseras på andra fysikaliska principer t ex brytningsindex, fluorescens eller elektrokemisk potential.

Litteratur

Lindsay, S., *High Performance Liquid Chromatography*, John Wiley & Sons, Chichester 1992.

5.4.8. Masspektrometri

Masspektrometri (MS) är en analysmetod, som har stor användning för identifiering av organiska ämnen. Vanligen används den i kombination med gaskromatografi men kombination med vätskekromatografi är på stark frammarsch. Kombinationen kromatografi-masspektrometri är den säkraste metodik vi för närvarande har för samtidig identifiering och kvantifiering av komponenterna i en blandning.

Masspektrometers huvuddelar är jonkällan, massanalysatorn och detektorn. En masspektrometer fungerar i princip så, att den förening som skall analyseras förs in i jonkällan (från kromatografi systemet) där dess molekylerna joniseras. De bildade jonerna analyseras med avseende på sin massa (massa/laddning) i analysatorn och registreras i detektorn. Det erhållna masspektrumet innehåller information om föreningens molekylvikt (massa/laddning) samt fragment av molekylerna som bildas vid joniseringen. Molekylens fragmentering har bestämda samband mellan molekylstrukturen och bildningen av fragment och används som ett verktyg i identifieringen av en okänd molekyl.

Känsligheten hos masspektrometern är hög, och rutinmässigt bör identifieringar kunna göras av ng-mängder och kvantifieringar i pg-området vid lämpligt val av utrustning. Denna tumregel kan dock pressas till betydligt större känslighet med de större instrumenten.

Vid kvantifiering är tungt inmärkta standarder (innehållande t.ex. ^{15}N , ^{13}C eller deuterium) till stor hjälp då de uppträder mycket snarlikt den sökta föreningen i olika renings- och kromatografisteg, men lätt särskiljs från den sökta substansen då de registreras som olika massor i masspektrometern. Vid kvantifiering finns ett vägval att göra mellan "Singel Ion Monitoring" (SIM) eller "Selected Reaction Monitoring" (SRM). I det första valet så används en analysator att isolera de joner som skall användas för kvantifiering. Detta kan i vissa instrument göras med så stor noggrannhet att föreningar med samma nominella massa men olika elementarkomposition kan skiljas åt (sk. högupplösande masspektrometri). I fallet med Selected Reaction Monitoring används två sammanlänkade analysatorer där den första väljer ut en föräldrajon som sedan sönderdelas, spontant eller via kollision mot en gas i en kollisionsskammare. Därefter isoleras ett dotterfragment i analysator nummer två och registreras i detektorn. Detta ger en mycket selektiv analysmetod.

A. Jonkällor

Det finns ett antal olika metoder för jonisering. Vid GC-MS är sk. "electron impact" (EI) vanligast förekommande. Vid jonisering med denna metod får man ofta en omfattande fragmentering och sökbara spektrabibliotek för en mängd olika föreningar finns att tillgå. Denna metod kompletteras ofta med kemisk jonisation vilket ger en "mjukare" jonisering med mindre fragmentering och distinktare molekylljon.

Vid kombinationen HPLC-MS finns betydligt fler jonisationstekniker att tillgå. Här styrs valet av jonisations teknik av ämnets kemiska egenskaper. Vanligast förekommande metoder är sk. elektropray (ESI), atmosfärisk kemisk jonisation (APCI), matrix assisted laser desorption ionisation (MALDI) och continuous flow/frit-fast atom bombardment CF-FAB/frit-FAB.

B. Analysatorer

Idag finns flera olika typer av analysatorer som magnet-, sektor-, quadrupole-, ion trap-, time of flight- och Fourier-transform- masspektrometrar. Tandem masspektrometrar som är sammanlänkade analysatorer, som används vid exempelvis SRM-analyser, kan vara av samma typ men även hybridinstrument förekommer.

Litteratur

Rose E and Johnstone RAW. *Mass spectrometry for chemists and biochemists*. Cambridge University Press 1982.

5.4.9. Röntgendiffraktometri

Röntgendiffraktometri bygger på principen att röntgenstrålar reflekteras av kristallina ämnen och att ett samband föreligger mellan strålens våglängd, glansvinkel och kristallens gitteravstånd. Vidare ger intensiteten av de reflekterande strålarna information om mängden kristallin substans.

Vid dammanalys används s k pulverröntgendiffraktometri. Med avseende på preparationsmetod finns endast ett mindre antal lämpliga alternativ för kvalitativ och kvantitativ bestämning av kristallin kiseldioxid i luftprov. Rutinmässigt utnyttjas en s k tunnskiktsteknik vid analysen. Provet överförs på en kristallin bärare, t ex ett membranfilter av rent silver. Bärarens röntgenintensitet mäts före respektive efter beläggning med prov för korrektion av absorptionsfenomen. De kristallina komponenternas intensiteter registreras och korrigeras innan massan framräknas från en standardkurva. Prov och standard utgörs av respirabla partiklar.

Litteratur

Krantz S och Habermann H. Utveckling av en metod för direktanalys av kvarts på membranfilter. Undersökningsrapport AMTE 106/74, Arbetarskyddsstyrelsen, 1974.

5.4.10. Mikroskopi

Med mikroskopi kan partiklars storlek och geometriska form bestämmas. Detta utnyttjas rutinmässigt för fiberräkning av asbestdamm samt syntetiska fiberprover. Dammprov insamlas på membranfilter som placeras på objektglas och görs transparenta. Därefter betraktas provet i ett ljusmikroskop med faskontrasttillsats vid 500 ggr förstoring. Faskontrast ger en förhöjd kontrast och gör att mycket små partiklar lättare kan observeras än med ett vanligt ljusmikroskop. Fiberbestämning tillgår så, att alla fibrer med förhållandet längd/bredd >5 och fiberbredden $\leq 3 \mu\text{m}$ samt längden $\geq 5 \mu\text{m}$ räknas.

Vid sidan om ljusmikroskop används även elektronmikroskop för partikelräkning och partikelstudier. Elektronmikroskopet ger högre förstoring och bättre upplösning. Fiberräkning utförs inte i elektronmikroskop när mätning mot gränsvärdet avses, då gällande gränsvärde är baserat på den upplösning som ett faskontrastmikroskop ger vid 500 ggr förstoring.

Litteratur

Svensk Standard SS 02 84 18.

Asbest. Arbetarskyddsstyrelsens författningssamling AFS 1996:13

Syntetiska oorganiska fibrer. Arbetarskyddsstyrelsens författningssamling AFS 1990:9.

5.4.11. Lågtemperaturinaskning

För att bestämma mängden organiskt material (oselektivt) alternativt eliminera för analys störande organiska komponenter används ett s k lågtemperaturinaskningsförfarande. Detta genomförs med ett system, där under vakuum syrgas spjälkas till reaktivt, atomärt syre. I denna miljö kommer allt organiskt material att oxideras ("förbrännas"). Med detta system kan temperaturen hållas relativt låg och överstiger sällan vid normal användning 200 °C.

Vid analys av kristallin kiseldioxid (kvarts, kristobalit och tridymit) med röntgendiffraktometri användes inaskningsförfarandet rutinmässigt för att eliminera provtagningsfiltret samt eventuella organiska ämnen som kan störa röntgenanalysen.

Litteratur

Ekström T och Krantz S. Förbränning av dammprovtaga filter med lågtemperaturinaskning för analys av kristallin kiseldioxid. Undersökningsrapport 1979:16. Arbetarskyddsstyrelsen.

5.4.12. Filtervägning

Då den insamlade dammängden skall bestämmas gravimetriskt, vägs filtret (inkl. kassett ifall IOM-provtagaren för inhalerbart damm använts) före och efter provtagningen. Vägningen görs vanligen med vågar med en upplösning på ± 0.001 mg, varför ingen får röra det som skall vägas (filter och i vissa fall även kassetten) med sina händer under något skede under prepareringen av provtagaren eller under själva provtagningen. För att undvika inverkan av varierande luftfuktighet, vägs filtret under konstanta betingelser vad gäller temperatur och relativ luftfuktighet (t ex $23 \pm 1^\circ\text{C}$ resp $50 \pm 5\%$ RF). Vid vägningen används dessutom en radioaktiv α -strålnare för att eliminera elektrostatisk laddning hos filtret.

5.5. Provtagning och analys av mikroorganismer

Mikroorganismer anrikas från luft huvudsakligen efter två principer nämligen filtrering eller impaktion. Vanligtvis används 25 mm:s kassetter innehållande polykarbonatfilter med porstorlek $0,4 \mu\text{m}$ vid personburen provtagning eller stationär provtagning. Filterkassetten anslutes till en pump som klarar av ett luftflöde på 1 L/min. Provtagningstiden kan variera mellan 10 minuter och 8 timmar. Valet av provtagare är också beroende på vilken halt som kan förväntas. Dvs vissa provtagare är lämpligare för mätningar av mikroorganismhalter $< 10^5/\text{m}^3$ medan andra är mer lämpade för mikroorganismhalter $> 10^5/\text{m}^3$. Man bör också beakta att vissa provtagare kan påverka mikroorganismernas viabilitet. Det är därför viktigt att dessa faktorer beaktas vid provtagningen. Skall odling av mikroorganismerna utföras efter provtagningen bör en provtagningsmetod användas som ej påverkar viabiliteten. Vid impaktion kan mikroorganismerna fångas upp ettdera på en agaryta med t ex slitsampler, Andersen-sampler RCS osv eller i vätska med hjälp av en impinger.

Prover innehållande mikroorganismer skall transporteras snabbast möjligt till laboratoriet för analys. Mikroorganismer insamlade i vätska transporteras vid $+4^\circ\text{C}$ till laboratoriet. Filter skickas med post samma dag som provtagningen har utförts för att anlända till laboratoriet dagen efter. Om detta ej är möjligt lagras

filterproverna vid +4 °C över natt. Undvik att skicka prover på fredagar då de blir liggande över helgen innan de distribueras till analyslaboratoriet.

Analysen utförs antingen med mikroskopiska metoder för bestämning av totalantalet (odlingsbara såväl som icke odlingsbara mikroorganismer) eller genom odling för bestämning av odlingsbar fraktion och art av mikroorganism.

Litteratur

Palmgren U., Ström G., Blomquist G. and Malmberg P. "Collection of airborne microorganisms on Nuclepore filters, estimation and analysis - CAMNEA method." (1986) *J Appl Bacteriol* 61,401-406.

SS-EN 13098, Arbetsplatsluft - Riktlinjer för mätning av luftburna mikroorganismer och endotoxin

Blomquist G., Sampling of Biological Particles, *Analyst*, Vol. 119, 53-56 (1994).

5.6. Provtagning och analys av isocyanater

Att mäta isocyanater i luft är komplicerat av flera skäl. Isocyanater, som är mycket reaktiva föreningar, kan förekomma som gas och i aerosoler med varierande partikelstorlek. Mätmetodiken måste vara specifik och mycket känslig eftersom gränsvärdena är låga. På grund av isocyanaternas reaktivitet måste de provtas med kemisorption, dvs med hjälp av ett reagens i lösning eller på ett reagensimpregnerat fast medium med efterföljande derivatisering och kromatografisk analys.

De viktigaste reagensen för isocyanatderivatisering som använts i kombination med kromatografisk analys är

- N-[(4-nitrofenyl)metyl]propylamin ("NITRO-reagens")
- 9-(N-metylaminometyl)-antracen (MAMA)
- 1-(2-pyridyl)-piperazin (PP)
- 1-(2-metoxifenyl)piperazin (MP)
- 1-(9-antracenylnmetyl)piperazin (MAP)
- tryptamin (TRYP)
- di-*n*-butylamin (DBA)

För mätning av diisocyanater är de viktigaste parametrarna fördelningen gas/partiklar och eventuella isocyanatpartiklars storlek och reaktivitet. Under vissa omständigheter misstänks partiklarna inte reagera tillräckligt snabbt med reagenset vid provtagning på reagensimpregnerat filter, varför provtagning i impinger krävs, exempelvis vid sprutning av snabbhärdande MDI-produkter. Partiklar < 2 µm uppfångas å andra sidan inte effektivt i en impinger. I miljöer som innehåller snabbhärdande partiklar > 2 µm och partiklar < 2 µm rekommenderas därför provtagning i impinger följt av ett reagensbelagt

glasfiberfilter. En av de internationellt mest använda metoderna är provtagning med impinger innehållande MP i toluen eller glasfiberfilter belagda med MP. I Sverige har MAMA i toluen använts i stor utsträckning. Vid mätning av monomer diisocyanat i miljöer där sådana genereras i samband med polyuretanbildning är reagensvalet som regel inte kritiskt. Reagensbelagda filter bör som regel extraheras i fält efter provtagning. När det gäller mätning av diisocyanater i komplexa miljöer, som vid termisk sönderdelning av polyuretanprodukter är kunskapen begränsad om effektiviteten av olika reagens och provtagningsmetoder. DBA i toluen reagerar sannolikt snabbare än andra reagens med många isocyanater. Separation av isocyanater före analys görs idag uteslutande med vätskekromatografi. För identifiering och kvantifiering används en kombination av en eller flera detektorer, såsom UV, fluorescens eller elektrokemisk detektor. I prover från komplexa mätmiljöer är identifiering och kvantifiering med masspektrometri nödvändigt. DBA är det reagens som studerats mest i samband med masspektrometrisk analys. Internationell standardisering pågår av metoder som bygger på MP, MAP, DBA och kombinationer av olika derivat.

Litteratur

- Streicher RP, Reh CM, Key-Schwartz RJ, Schlecht PC, Cassinelli ME, O'Connor P. Determination of airborne isocyanate exposure: Considerations in method selection. *Am Ind Hyg Assoc J* 2000;61:544-556.
- Health and Safety Executive, 1999, "Organic Isocyanates in Air", MDHS 25/3, Health and Safety Laboratory, UK.
- Tinnerberg H, Spanne M, Dalene M, Skarping G. Determination of complex mixtures of airborne isocyanates and amines. Part 2. Toluene diisocyanate and aminoisocyanate and toluenediamine after thermal degradation of a toluenediisocyanate-polyurethane. *Analyst* 1996;121:1101-6.
- Tinnerberg H, Spanne M, Dalene M, Skarping G. Determination of complex mixtures of airborne isocyanates and amines. Part 3. Methylenediphenyl-diisocyanate-aminoisocyanate, and-diamine and structural analogues after thermal degradation of a polyurethane. *Analyst* 1997;122:275-8.
- ISO FDIS, Workplace Air Quality – Determination of total isocyanate groups in air using the 2-(1-methoxyphenyl)piperazine reagent and liquid chromatography. ISO TC146/SC2/WG4.
- Metodserien 1023, Bestämning av isocyanater i luft. Vätskekromatografisk metod (HPLC), Arbetarskyddsstyrelsen/Arbetslivsinstitutet, Stockholm.

6. Provtagning och analys av ämnen på gränsvärdeslistan

6.1. Allmänna synpunkter på metoderna

I följande lista över bestämningsmetoder för luftföroreningar med gränsvärden anges för varje ämne även CAS-nummer och år för införande av gränsvärdet. I listan anges en eller flera metoder som syftar till kvantitativ bestämning av respektive ämne i koncentrationer omkring hygieniska gränsvärdet. I första hand har metoder lämpliga för personburen exponeringsmätning tagits med. Den utrustning som behövs för provtagningen är som regel kommersiellt tillgänglig.

Att en metod refereras i listan innebär inte att just denna metod måste användas för den aktuella mätningen. Då fler än en metod angivits, har detta skett utan rangordning med avseende på lämplighet. Observera också att metoderna inte är undersökta med avseende på "overall uncertainty" enligt standarden *SS-EN 482, Arbetsplatsluft - Allmänna krav på metoder för mätning av kemiska ämnen i arbetsplatsluft*. Se avsnittet rörande kvalitetssäkring.

6.2. Pumpad provtagning och diffusionsprovtagning

Vid adsorbentprovtagning anges i listan som regel endast typ av adsorbent i form av adsorbenttrör för pumpad provtagning. I många fall kan provtagningen även göras med diffusionsprovtagare om sådan finns tillgänglig och bedöms vara tillfredställande utprovad för ämnet ifråga. Se avsnitten om kvalitetssäkring och diffusionsprovtagning. En sammanställning över kommersiellt tillgängliga diffusionsprovtagare för vanliga lättflyktiga organiska ämnen finns i den internationella standarden *ISO 16200-2, Workplace air quality – Sampling and analysis of volatile organic compounds by solvent desorption/gas chromatography- Part 2: Diffusive sampling method*.

6.3. Direktvisande metoder

För många oorganiska gaser och organiska ämnen finns generellt användbara direktvisande instrument vilka kan ifrågakomma för vissa mätsituationer. För ett flertal ämnen finns direktvisande ampullmetoder. Dessa är som regel inte lämpliga för exponeringsmätningar. För upplysningar rörande kommersiellt tillgängliga direktvisande instrument och analysampuller hänvisas till respektive tillverkare.

6.4. Referenser till metodlistan

M XXXX hänvisar till respektive metod i Metodserien,

Arbetskyddsstyrelsen/Arbetslivsinstitutet, Stockholm, enligt nedan:

Metod nr

- 1001 Bestämning av svaveldioxid i luft
- 1002 Bestämning av acetaldehyd i luft
- 1003 Bestämning av formaldehyd i luft
- 1004 Bestämning av kvävedioxid i luft
- 1005 Bestämning av akrolein i luft
- 1006 Bestämning av ammoniak i luft
- 1007 Provtagning av gasormiga luftföroreningar med gastvättflaska
- 1009 Bestämning av ozon i luft
- 1010 Provtagning av totaldamm och respirabelt damm
- 1011 Bestämning av benso(a)pyren i luft
- 1012 Bestämning av fenol i luft
- 1013 Provtagning med adsorptionsrör och analys med gaskromatograf
- 1014 Bestämning av cyanider och cyanväte i luft
- 1015 Bestämning av fluorider och fluorväte i luft
- 1016 Bestämning av klor i luft
- 1017 Bestämning av bensylklorid och diklorbensen (o-, p-) i luft
- 1018 Bestämning av enzymer i luft
- 1019 Bestämning av furfural och furfurylalkohol i luft
- 1020 Bestämning av isopropylnitrat och 2-nitropropan i luft
- 1021 Bestämning av kvarts i respirabelt damm
- 1022 Bestämning av nitroglykol, nitroglycerin, nitrobensen och dinitrobensen i luft
- 1023 Bestämning av isocyanater i luft. Vätskekromatografisk metod (HPLC)
- 1024 Bestämning av epiklorhydrin och etylenklorhydrin i luft
- 1025 Bestämning av svavelväte i luft
- 1026 Bestämning av aromatiska kolväten i luft
- 1027 Bestämning av polyklorerade aromater i luft
- 1028 Bestämning av borax i luft
- 1029 Bestämning av halogenkolväten i luft. Del 1
- 1030 Bestämning av formaldehyd i luft. Utgåva 2, 1987
- 1031 Bestämning av kvicksilverånga i luft

N Vol. X, hänvisar till respektive metod i NIOSH Manual of Analytical Methods, Vol 1-7, 2nd ed., NIOSH, Cincinnati, Ohio, USA, 1977-1981.

N XXXX hänvisar till respektive metod i NIOSH Manual of Analytical Methods, 3rd ed., NIOSH, Cincinnati, Ohio, USA, 1984, med uppdateringar. Metoderna kan laddas ner från NIOSH, internetadress

<http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmammenu.html>

O XX hänvisar till respektive metod i OSHA Analytical Methods Manual, OSHA, Salt Lake City, Utah, USA. Metoderna kan laddas ner från OSHA, internetadress <http://www.osha-slc.gov/dts/sltc/methods/index.html>

IMIS XXXX hänvisar till metoder i OSHAs databas Chemical Sampling Information. Dessa metoder är ofta ofullständigt validerade. Metoderna kan laddas ner från OSHA, internetadress http://www.osha-slc.gov/dts/chemicalsampling/toc/toc_chemsamp.html

HYPERLINK

Övriga referenser hänvisar till referenslistan.

6.5. Förkortningar på analysmetoder som anges i listan

Analysmetoder anges i listan med följande förkortningar:

A = Atomabsorption
ASV = Adsorption stripping voltammetri
DPP = Differentialpotentialpolarografi
E = Emissionsspektroskopi
F = Fluorimetri
Fr = Fiberräkning
G = Gaskromatografi
ICP = Induktivt kopplad plasma
J = Jonspecifik elektrod
Jk= Jonkromatografi
K = Kolorimetri
M = Mikroskopi
RD = Röntgendiffraktion
RF = Röntgenfluorescens
S = Spektrofotometri
T = Titring
V = Vätskekromatografi
Vg = Vägning
VM = Vätskekromatografi - masspektrometri

6.6. Metodlista

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
Acetaldehyd ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [75-07-0]	SEP-PAK med DNF XAD-2-rör med 2-HMP	V G	38 N 2538
Acetamid ⁽¹⁹⁹³⁾ [60-35-5]	Diffusionsprovtagare med DNF-impregnerat filter Silikarör	V G	25 IMIS A625
Aceton ⁽¹⁹⁹³⁾ [67-64-1]	Kolrör	G	N 1300
Acetonitril ⁽¹⁹⁹³⁾ [75-05-8]	Kolrör (stort)	G	N 1606
Akrolein ⁽¹⁹⁷⁴⁾ [107-02-8]	SEP-PAK med DNF XAD-2-rör med 2-HMP	V G	38 N 2501
Akrylamid ⁽¹⁹⁹³⁾ [79-06-1]	Glasfiberfilter + silikarör	G	O 21
Akrylnitril ⁽¹⁹⁹³⁾ [107-13-1]	Kolrör	G	N 1604
Akrylsyra ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [79-10-7]	2 st Anasorb 747-rör	V	IMIS 0117
Allylalkohol ⁽¹⁹⁹³⁾ [107-18-6]	Kolrör	G	N 1402
Allylamin ⁽¹⁹⁸⁴⁾ [107-11-9]	Diffusionsprovtagare med NIT-filter	V	22
Allylklorid ⁽¹⁹⁹³⁾ [107-05-1]	Kolrör	G	N 1000
Aluminium, lösliga föreningar ⁽¹⁹⁹⁶⁾	Membranfilter (urlakning med vatten)	A,E	N 7013 O 121 *** N 7300
Aluminium, metall och oxid ⁽¹⁹⁹⁶⁾ totaldamm respirabelt damm [7429-90-5,1344-28-1]	Membranfilter Membranfilter med föravskiljare	A,E A,E	N 7013
Ammoniak ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [7664-41-7]	Stödplatta med fosforsyra Silikarör med svavelsyra, MCE-förfilter	Jk Jk	32 N 6016
Amylacetat, alla isomerer ⁽¹⁹⁸⁷⁾	Kolrör	G	N 1450
Anilin ⁽¹⁹⁹³⁾ [62-53-3]	Silikarör XAD-7-rör med fosforsyra	G G	N 2002 IMIS 0220
Antimon och oxider	Membranfilter	A,RF	O 121, 24

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
(som Sb) ⁽¹⁹⁷⁴⁾ [7440-36-0, metallen]	Membranfilter med föravskiljare	A,RF	24
Antimonväte ⁽¹⁹⁷⁴⁾ [7803-52-3]	Silikarör med HgCl ₂	K	N 6008
Arsenik och oorg före- ningar utom arsenik- väte (som As) ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [7440-38-2, metallen]	Membranfilter	A,K,RF	N 7900 N 7901 24
Arsenikväte ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [7784-42-1]	Kolrör	A	N 6001
Asbest utom krokidolit ⁽¹⁹⁹³⁾ [12001-29-5, krysotil]	Membranfilter	M	36 N 7400 N 7402
Avgaser ⁽¹⁹⁹⁰⁾ för kolmonoxid för kvävedioxid	Direktvisande diffusionsrör Diffusionsrör med TEA Gastvättflaska med reagens	- S K	9 N 6700 M 1004
Barium, lösliga föreningar (som Ba) ⁽¹⁹⁹⁰⁾	Membranfilter	A	N 7056 O 121 *** N 7300 N 1500
Bensen ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [71-43-2]	Kolrör	G	N 1500
Bensin, flyg-, motor-, rea- Bensin, industri- ⁽¹⁹⁸⁹⁾ -hexantyp -heptantyp -oktantyp	Kolrör Kolrör Kolrör	G G G	N 1500 N 1500 N 1500
p-Bensokinon (kinon) ⁽¹⁹⁷⁸⁾ [106-51-4]	Filter med KMnO ₄ + XAD-2-rör	V	16
Benso(a)pyren ⁽¹⁹⁹³⁾ [50-32-8]	Glasfiberfilter	F,V	M 1011 6
Bensylbutylftalat ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [85-68-7]	Membranfilter	G	N 5020
Bensylklorid ⁽¹⁹⁷⁸⁾ [100-44-7]	Kolrör	G	M 1017
Beryllium och föreningar (som Be) ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [7440-41-7, metallen]	Membranfilter	E,A	N 7102

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
Bifenyl ⁽¹⁹⁷⁴⁾ (difenyl) [92-52-4]	Tenax GC-rör	G	N 2530
Bly och oorg föreningar (som Pb) ⁽¹⁹⁹³⁾ totaldamm	Membranfilter	A RF ICP ASV	N 7082 N 7105 N 7702 N 7300 N 7701
respirabelt damm [7439-92-1, metallen]	Membranfilter med föravskiljare	Se ovan	
Bly, org föreningar, se tetraetylbly och tetrametylbly			
Bomullsdamm ⁽¹⁹⁷⁴⁾ (råbomull)	PVC-filter	Vg	IMIS 735
Borax ⁽¹⁹⁷⁸⁾ (natriumtetraborat- dekahydrat) [1303-96-4]	Membranfilter	K	M 1028
Brom ⁽¹⁹⁷⁴⁾ [7726-95-6]	Filter	Jk	N 6011
2-Brom-1,1,1-trifluor- 2-kloretan ⁽¹⁹⁹⁰⁾ (halotan, Fluothane) [151-67-7]	Kolrör	G	O 29
1,3-Butadien ⁽¹⁹⁹³⁾ [106-99-0]	Kolrör	G	N 1024
n-Butanol ⁽¹⁹⁸⁹⁾ (n-butylalkohol) [71-36-3]	Kolrör Kolrör	G G	N 1401 N 1401
Butanoler (butylalko- holer) utom n-butanol ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [78-92-2, 75-65-0]	Kolrör	G	N 1401
2-Butoxietanol ⁽¹⁹⁹³⁾ (butylglykol, etylen- glykolmonobutyleter) [111-76-2]	Kolrör	G	N 1403 O 83
2-Butoxietylacetat ⁽¹⁹⁹³⁾ (butylglykolacetat,	Kolrör	G	N 1450 O 83

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
etylengly- kolmonobutyleteracetat) [112-07-2]			
Butylacetat, alla isomerer (1989)	Kolrör	G	N 1450
Butylakrylat (1987) [141-32-2]	XAD-7-rör	G	3 O PV2011
n-Butylalkohol (1989) (n-butanol) [71-36-3]	Kolrör	G	N 1401
Butylamin (1984) [109-73-3]	Diffusionsprovtagare med NIT- impregnerat filter	V	22
n-Butylglycidyleter (1981) [2426-08-6]	Kolrör	G	18 O 7
Butylglykol (1993) (etylenglykolmono- butyleter, 2-butoxiethanol) [111-76-2]	Kolrör	G	N 1403
Butylglykolacetat (1993) (etylenglykolmonobutyl- eteracetat, 2-butoxietyl- acetat) [112-07-02]	Kolrör	G	N 1450
Butyllaktat (1996) [138-22-7]	Kolrör	G	IMIS 0478
n-Butylmetakrylat (1987) [97-88-1]	XAD-7-rör	G	3
CFC 11 (Freon 11, triklorfluormetan) (1984) [75-69-4]	Kolrör (stort)	G	N 1006
CFC 12 (Freon 12, diklordifluormetan) (1984) [75-71-8]	Kolrör (stort)	G	N 1018
CFC 22 (Freon 22, klordifluormetan) (1984) [75-45-6]	Kolrör (stort)	G	N 2516
CFC 113 (Freon 113, 1,1,2-triklor- 1,2,2- trifluoetan) (1981) [76-13-1]	Kolrör	G	N 1020
Cementdamm (1981)			

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
totaldamm	Membranfilter	Vg	M 1010
respirabelt damm	Membranfilter med föravskiljare	Vg	
Cyanamid [420-14-2]	XAD-2 rör med naftylisotiocyanat	V	IMIS 782
Cyanider och cyanväte	Filter och gastvättflaska	J	N 7904
totalt (som CN) (1974) [74-90-8, cyanväte]	Adsorbentrör med natronkalk	J	N 6010
Cyanklorid (klorcyan) (1978) [506-77-4]	Ampull	G	8
	Adsorbent	G	15
Cyklohexan (1987) [110-82-7]	Kolrör	G	N 1500
Cyklohexanol (1978) [108-93-0]	Kolrör	G	N 1402
Cyklohexanon (1989) [108-94-1]	Kolrör	G	N 1300
Cyklohexylamin (1993) [108-91-8]	XAD-7 med fosforsyra	G	IMIS 842
Cymen (1984) (metylisopropylbensen) [99-87-6]			
Damm (1974)			
totaldamm	Membranfilter	Vg	M 1010
respirabelt damm	Membranfilter med föravskiljare	Vg	
Damm och dimma, org (1974) totalt	Membranfilter (inaskning)	Vg	M 1010
Damm, cement- (1981)			
totaldamm	Membranfilter	Vg	M 1010
respirabelt damm	Membranfilter med föravskiljare	Vg	
Damm, grafit- (1978)	Membranfilter (inaskning)	Vg	M 1010
Damm, hårdplast- (1978)	Membranfilter	Vg	M 1010
Damm, kol- inkl kimrök (1978)	Membranfilter (inaskning)	Vg	M 1010
Damm, pappers- (1993)	Membranfilter (inaskning)	Vg	M 1010
Damm, mjöl	Membranfilter (inaskning)	Vg	M 1010
respirabelt damm	Membranfilter med föravskiljare	Vg	
Damm, PVC- (1996)			
totaldamm	Membranfilter	Vg	M 1010
respirabelt damm	Membranfilter med föravskiljare	Vg	
Damm, textil- (1993) -	Membranfilter (inaskning)	Vg	M 1010
Damm, trä- (1993)	Membranfilter (inaskning)	Vg	M 1010
Dekaner och andra högre alifatiska kolväten (1989)	Kolrör	G	N 1500
Desfluran	Anasorb 747-rör	G	O 106

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
[57041-67-5] Diacetonalkohol ⁽¹⁹⁹³⁾	Kolrör	G	N 1402
[123-42-2] Dibensylftalat ⁽¹⁹⁸⁷⁾	Membranfilter	G	N 5020
[84-62-8] Dibutylftalat ⁽¹⁹⁸⁷⁾	Membranfilter + XAD-2-rör	G	N 5020
[84-74-2] Dietanolamin ⁽¹⁹⁹³⁾	OVS-Tenax**		O 104
[111-42-2] Dietylamin ⁽¹⁹⁸⁴⁾	Glasfiberfilter med NIT	V	17
[109-89-7] 2-Dietylaminöetanol ⁽¹⁹⁹⁶⁾	Diffusionsprovtagare med NIT-impregnerat filter	V	22
[100-37-8] Dietylenglykol ⁽¹⁹⁹³⁾	Silikarör (stort)	G	IMIS 0920
Dietylenglykol- etyleteracetat [111-90-0]	OVS med XAD-7**	G	N 5523
Dietylenglykolmono- butyleter ⁽¹⁹⁹⁶⁾	Kolrör	G	N 1451
[112-34-5] Dietylenglykolmono- butyleteracetat ⁽¹⁹⁹⁶⁾	Kolrör	G	N 1403
[124-17-4] Dietylentriamin ⁽¹⁹⁹⁶⁾	Kolrör	G	N 1451
[111-40-0] Dietyleter ⁽¹⁹⁹⁶⁾	XAD-2-rör med NIT	V	19
(eter) [60-29-7] Dietylftalat ⁽¹⁹⁸⁷⁾	Kolrör	G	N 1610
[84-66-2] Di-(2-etylhexyl)ftalat ⁽¹⁹⁸⁷⁾	Membranfilter + XAD-2-rör	G	N 5020
[117-84-0] Difenyl ⁽¹⁹⁷⁴⁾	OVS-Tenax**		O 104
(bifenyl) [92-52-4] Difenylamin ⁽¹⁹⁹⁶⁾	Membranfilter	G	N 5020
[122-39-4] Diglycidyleter (DGE) ⁽¹⁹⁸¹⁾	OVS-Tenax**		O 104
[2238-07-5] Diisodecylftalat ⁽¹⁹⁸⁷⁾	Tenax GC-rör	G	N 2530
	Glasfiberfilter med svavelsyra	V	O 78
	Kolrör	G	29
	Membranfilter	G	N 5020

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
[26761-40-0] Diisopropylamin ⁽¹⁹⁹³⁾ [108-18-9]	Silikarör	G	N Vol. 4
Diisopropylfenylisocyanat ⁽¹⁹⁹³⁾ [28178-42-9]	Se avsnitt 5.6 om provtagning och analys av isocyanater		
o-Diklorbensen ⁽¹⁹⁷⁸⁾ [95-50-1]	Kolrör	G	M 1017
p-Diklorbensen ⁽¹⁹⁷⁸⁾ [106-46-7]	Kolrör	G	M 1017
Diklordifluormetan ⁽¹⁹⁸⁴⁾ (CFC 12, Freon 12) [75-71-8]	Kolrör (stort)	G	N 1018
1,2-Dikloretan ⁽¹⁹⁸¹⁾ (etylendiklorid) [107-06-2]	Kolrör	G	M 1029
Dikväveoxid ⁽¹⁹⁸¹⁾ (lustgas) [10024-97-2]	Påse eller spruta Molsiktrör Diffusionsprovtagare med molekylsikt	S G G	N 6600 31 14
N,N-Dimetylacetamid ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [127-19-5]	Silikarör	G	N 2004
Dimetylamin [124-40-3]	Diffusionsprovtagare med naftylisotiocyanat (NIT)-filter	V	22
N,N-Dimetylanilin ⁽¹⁹⁹³⁾ [121-69-7]	Silikarör	G	N 2002
Dimetyldisulfid ⁽¹⁹⁹³⁾ [624-92-0]	Kolrör	G	IMIS D651
Dimetyleter ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [115-10-6]	Kolrör (stort)	G	N 1610
Dimetyletylamin ⁽¹⁹⁹³⁾ [598-56-1]	Kolrör	G	2
Dimetylformamid ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [68-12-2]	Silikarör	G	N 2004
Dimetylftalat ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [131-11-3]	Membranfilter + XAD-2-rör OVS-Tenax**	G	N 5020 O 104
Dimetylsulfid ⁽¹⁹⁹³⁾ [75-18-3]	Kolrör	G	IMIS D650
Dimetylsulfoxid ⁽¹⁹⁹³⁾ [67-68-5]	Kolrör		IMIS D139
Dinitrobensen,	Glasfiberfilter + XAD-2-rör	G	M 1022

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
alla isomerer (1978) [25154-54-5]			
Dinitrotoluen (1993) [25321-14-6]	Glasfiberfilter + Tenax-GC-rör	V	O 44
Dioktylfthalat (1987)	Membranfilter OVS-Tenax**	G	N 5020 O 104
Dioxan (1996) [123-91-1]	Kolrör	G	N 1602
Dipropylenglykolmono- metyleter (1993) [34590-94-8]	Kolrör	G	N Vol. 2 O 101
Disulfiram (1993) [97-77-8]	Glasfiberfilter	V	IMIS 2682
Efrane (1981) (Enfluran, 1,1,2-tri- fluor-2-kloretyldi- fluormetyleter) [13838-16-9]	Påse eller spruta	S	28
Enfluran (1981) (Efrane, 1,1,2-tri- fluor-2-kloretyl- difluormetyleter) [13838-16-9]	Påse eller spruta	S	28
Enzymer (1996) subtilisiner [1395-21-7 9014-01-1]	Membranfilter	K	M 1018
Epiklorhydrin (1978) [106-89-8]	Kolrör	G	M 1024
Etanol (1993) (etylalkohol) [64-17-5]	Kolrör	G	N 1400
Etanolamin (1993) [141-43-5]	Glasfiberfilter med NIT	V	17
Eten [74-85-1]	Analysampull Direktvisande instrument		IMIS 1115
Eter (dietyleter) (1996) [60-29-7]	Kolrör	G	N 1610
2-Etoxietanol (1989) (etylglykol, etylen- glykolmonoetyleter)	Kolrör	G	N 1403 O 79

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
[110-80-5] 2-Etoxietylacetat ⁽¹⁹⁸⁹⁾ (etylglykolacetat, etylenglykolmono- etyleteracetat)	Kolrör	G	N 1450 O 53
[111-15-9] Etylacetat ⁽¹⁹⁹³⁾	Kolrör	G	3 O 7
[141-78-6] Etylakrylat ⁽¹⁹⁸⁷⁾	Kolrör	G	N 1450
[140-88-5] Etylalkohol ⁽¹⁹⁹³⁾ (etanol)	Kolrör	G	N 1400
[64-17-5] Etylamin ⁽¹⁹⁸⁴⁾	Silikarör	G	N Vol. 3
[75-04-7] Etylamylketon ⁽¹⁹⁹³⁾	Kolrör	G	N 1301
[541-85-5] Etylbensen ⁽¹⁹⁸⁷⁾	Kolrör	G	N 1501
[100-41-4] Etylbutylketon ⁽¹⁹⁹³⁾ (3-heptanon)	Kolrör	G	N 1301
[106-35-4] Etylcianoakrylat ⁽¹⁹⁸¹⁾	XAD-7-rör med alkali	V	O 55
[7085-85-0] Etylendiamin ⁽¹⁹⁷⁸⁾	XAD-2-rör med NIT	V	4
[107-15-3] Etylendiklorid ⁽¹⁹⁸¹⁾ (1,2-dikloretan)	Kolrör	G	M 1029
[107-06-2] Etylenglykol ⁽¹⁹⁹³⁾ (glykol)	XAD-2-rör OVS-XAD-7**	G	5 O PV2024
[107-21-1] Etylenglykoldinitrat ⁽¹⁹⁹⁰⁾ (nitroglykol, glykoldinitrat)	XAD-2-rör XAD-2-rör	G G	5 5
[628-96-6] Etylenglykolisopropyleter ⁽¹⁹⁹⁶⁾	Kolrör	G	IMIS I118
[109-59-1] Etylenglykolisopropyleteracetat ⁽¹⁹⁹⁶⁾	Kolrör	G	IMIS I118
[19234-20-9]			

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
Etylenglykolmonobutyleter ⁽¹⁹⁹³⁾ (butylglykol, 2-butoxi- etanol) [111-76-2]	Kolrör	G	N 1403
Etylenglykolmonobutyleter- acetat (butylglykolacetat, 2-butoxietylacetat) ⁽¹⁹⁹³⁾ [112-07-2]	Kolrör Kolrör	G G	N 1450 N 1403
Etylenglykolmonoetyleter (etylglykol, 2-etoxi- etanol) ⁽¹⁹⁸⁹⁾ [110-80-5]	Kolrör	G	N 1403
Etylenglykolmonoetyleter- acetat (etylglykolace- tat, 2-etoxietylacetat) ⁽¹⁹⁸⁹⁾ [111-15-9]	Kolrör	G	N 1450
Etylenglykolmonometyleter ⁽¹⁹⁸⁹⁾ (metylglykol, 2-metoxi- etanol) [109-86-4]	Kolrör	G	N 1403
Etylenglykolmonometyleter- acetat (metylglykolace- tat, 2-metoxietylacetat) ⁽¹⁹⁸⁹⁾ [110-49-6]	Kolrör	G	N 1450
Etylenglykolmonopropyleter ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [2807-30-9]	Kolrör	G	IMIS I118
Etylenklorhydrin (2-kloretanol) [107-07-3]	Kolrör	G	M 1024
Etylenoxid ⁽¹⁹⁸⁹⁾ [75-21-8]	Kolrör med HBr	G	O 50
Etylglykol ⁽¹⁹⁸⁹⁾ (etylenglykolmonoetyl- eter, 2-etoxietanol) [110-80-5]	Kolrör	G	N 1403
Etylglykolacetat ⁽¹⁹⁸⁹⁾ (etylenglykol- monoetyleteracetat, 2-etoxietylacetat) [111-15-9]	Kolrör	G	N 1450
2-Etylhexyllaktat ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [6283-86-9]	Kolrör	G	IMIS 0478

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
Etylklorid ⁽¹⁹⁹³⁾ [75-00-3]	Kolrör (stort)	G	N 2519
Etyllaktat ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [97-64-3]	Kolrör	G	IMIS 0478
Etylmetakrylat ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [97-63-2]	XAD-7-rör	G	3
N-Etylmorfolin ⁽¹⁹⁸⁴⁾ [100-74-3]	XAD-2-rör	G	1
Fenol ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [108-95-2]	XAD-2-rör	G	M 1012
Fenylglycidyleter ⁽¹⁹⁸¹⁾ [122-60-1]	XAD-7-rör	G	18
Fenylisocyanat ⁽¹⁹⁸⁴⁾ [103-71-9]	Se avsnitt 5.6. om provtagning och analys av isocyanater		
Fibrer, naturliga kristallina andra än asbest och erionit ⁽¹⁹⁹⁰⁾	Membranfilter	Fr	M 1010 36
Fibrer, syntetiska oorg ⁽¹⁹⁹³⁾	Membranfilter	Fr	M 1010 36
Fluor ⁽¹⁹⁷⁴⁾ [7782-41-4]	Gastvättflaska med alkali	J	30
Fluorider, inkl fluorväte (som F) ⁽¹⁹⁷⁸⁾	Membranfilter med impregnerad stödskena	J Jk	M 7902 M 7906
Fluorväte ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [7664-39-3]	Membranfilter med impregnerad stödskena	J Jk	M 7902 M 7906
Fluothane ⁽¹⁹⁸¹⁾ (2-brom-2-klor- 1,1,1-trifluoretan, halotan) [151-67-7]	Silikarör Kolrör	Jk G	N 7903 O 29
Formaldehyd ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [50-00-0]	Glasfiberfilter eller SEP-PAK med DNF	V	M 1030 Utg. 2 38
Formamid ⁽¹⁹⁹³⁾ [75-12-7]	Diffusionsprovtagare med DNF- impregnerat filter Silikarör	V G	23 IMIS 1292
Fosforpentoxid [1314-56-3]	Membranfilter	Jk	O ID 111

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
Fosforsyra, dimma (1974) [7664-38-2]	Silikarör	Jk	N 7903
Fosforväte (1974) [7803-51-2]	Silikarör med kvicksilvercyanid	S	N 6002
Fosgen (1974) (karbonylklorid) [75-44-5]	XAD-2-rör med HMP XAD-2-rör med di-n-butylamin	G G	O 61 11
Fotogen, flyg-, motor Ftalater (1993)	Kolrör	G	N 1500
Ftalsyraanhydrid (1990) [85-44-9]	Membranfilter	V	N Vol. 3
Furfural (1990) [98-01-1]	XAD-2-rör	G	M 1019
Furfurylalkohol (1990) [98-00-0]	XAD-2-rör	G	M 1019
Glasfibrer (1993) (syntetiska oorg fibrer)	Membranfiltet	Fr	M 1010 7, 36
Glutaraldehyd (1981) [111-30-8]	Glasfiberfilter med DNF Diffusionsprovtagare med DNF	V V	O 64 23
Glyceroltrinitrat (1990) (nitroglycerin) [55-63-0]	Tenaxrör	V	O 43
Glykol (etylenglykol) (1993) [107-21-1]	XAD-2-rör	G	5
Glykoldinitrat (1990) (nitroglykol, etylen- glykoldinitrat) [628-96-6]	Tenaxrör	V	O 43
Grafit, jämför koldamm (1978) [7782-42-5]	Membranfilter	Vg	M 1010
HFC 134 a (1996) (1,1,1,2-tetrafluoretan) [811-97-2]	Kolrör	G	O 29
Halotan (1990) (2-brom-2-klor- 1,1,1-trifluoretan Fluothane) [151-67-7]	Kolrör	G	O 29
Heptaner (1989)	Kolrör	G	N 1500
2-Heptanon (1993) (metylamylketon)	Kolrör		N 1301

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
[110-43-0] 3-Heptanon ⁽¹⁹⁹³⁾ (etylbutylketon) [106-35-4] Hexametylendiisocyanat ⁽¹⁹⁸⁴⁾ (HDI) [822-06-0] Hexametylentetramin ⁽¹⁹⁸⁴⁾ [100-97-0] n-Hexan ⁽¹⁹⁸⁹⁾ [110-54-3] Hexaner, utom n-hexan ⁽¹⁹⁸⁹⁾ 2-Hexanon ⁽¹⁹⁹³⁾ (metyl-n-butylketon) [591-78-6] Hexylenglykol ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [107-41-5] Hydrokinon ⁽¹⁹⁹³⁾ [123-31-9] 2-Hydroxyetylakrylat ⁽¹⁹⁸¹⁾ [818-61-1] Härdplastdamm ⁽¹⁹⁷⁸⁾ Indium och oorg före- ningar (som In) ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [7440-74-6, metallen] Isobutylmetakrylat ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [97-86-9] Isocyanater ⁽¹⁹⁹³⁾ Isofluran ⁽¹⁹⁹⁰⁾ (2,2,2-trifluor-1-klor- etyldifluormetyleter) [26675-46-7] Isoforon ⁽¹⁹⁹³⁾ [78-59-1] Isoforondiisocyanat (IPDI) ⁽¹⁹⁸¹⁾ [4098-71-9] Isolerfibrer ⁽¹⁹⁹³⁾ (syntetiska oorg fibrer) Isopropanol ⁽¹⁹⁸⁹⁾	Kolrör Se avsnitt 5.6. om provtagning och analys av isocyanater Glasfiberfilter med DNF Kolrör Kolrör Kolrör Kolrör Filter med KMnO ₄ + XAD-2 rör XAD-7-rör Membranfilter Membranfilter XAD-7-rör Se avsnitt 5.6. om provtagning och analys av isocyanater 2 st kolrör Kolrör Se isocyanater Membranfilter Kolrör	 V G G G V G Vg ICP-MS G G G Fr G	N 1301 21 N 1500 N 1500 N 1301 IMIS 1389 16 3 M 1010 12 3 IMIS F118 N 2508 M 1010 7, 36 N 1400

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
(isopropylalkohol) [67-63-0]			
Isopropylalkohol ⁽¹⁹⁸⁹⁾ (isopropanol) [67-63-0]	Kolrör	G	N 1400
Isopropylamin ⁽¹⁹⁹³⁾ [75-31-0]	Diffusionsprovtagare med NIT-filter	V	22
Isopropylbensen ⁽¹⁹⁸⁴⁾ (kumen) [98-82-8]	Kolrör	G	N 1501
Isopropylnitrat ⁽¹⁹⁷⁸⁾ [1712-64-7]	Kolrör	G	M 1020
Jod ⁽¹⁹⁷⁴⁾ [7553-56-2]	Kolrör med NaOH	Jk	N 6005
Järnoxid, (som Fe) ⁽¹⁹⁷⁸⁾ respirabelt damm	Membranfilter med föravskiljare	RF	26 N Vol. 3
[1309-37-1]	Membranfilter med föravskiljare	ICP	N 7300
Kadmium och oorg före- ningar (som Cd) ⁽¹⁹⁹³⁾ totaldamm	Membranfilter	A,RF ICP	26 N 7048 N 7300
respirabelt damm	Membranfilter med föravskiljare	A,RF ICP	26 N 7048 N 7300
[7440-43-9, metallen]			
Kalciumoxid ⁽¹⁹⁷⁴⁾ [1305-78-8]	Membranfilter	A	N 7401 N 7020
Kaprolaktam ⁽¹⁹⁹³⁾ (damm+ånga) [105-60-2]	OVS med XAD-7*	V	IMIS 524
Karbonylklorid ⁽¹⁹⁷⁴⁾ (fosgen) [75-44-5]	Adsorbent	G	15
3-Karen (jfr terpener) ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [13466-78-9]	Kolrör	G	N 7903
Katekol ⁽¹⁹⁹³⁾ [120-80-9]	XAD-7-rör	V	O 32
Kimrök, se koldamm ⁽¹⁹⁷⁸⁾			
Kinon ⁽¹⁹⁷⁸⁾ (p-bensokinon)	Filter med KMnO ₄ + XAD-2-rör	V	16

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
[106-51-4]			
Klor ⁽¹⁹⁷⁸⁾	Gastvättflaska med reagens	S	M 1016
[7782-50-5]			
2-Klor-1,3-butadien ⁽¹⁹⁹⁰⁾	Kolrör	G	N 1002
(kloropren)			
[126-99-8]			
Klorcyan ⁽¹⁹⁷⁸⁾	Ampull		8
(cyanklorid)	Adsorbent	G	15
[506-77-4]			
Klordifluormetan ⁽¹⁹⁸⁴⁾	Kolrör (stort)	G	N 2516
(CFC 22, Freon 22)			
[75-45-6]			
Klordioxid ⁽¹⁹⁹⁶⁾	Gastvättflaska med reagens	S	27
[10049-04-4]			
2-Kloretanol ⁽¹⁹⁸¹⁾	Kolrör	G	M 1024
(etylenklorhydrin)			
[107-07-3]			
Klorfenoler och salter ⁽¹⁹⁹⁰⁾	XAD-2-rör	G	M 1027
Klorkresol ⁽¹⁹⁹³⁾	XAD-2-rör	G	M 1027
[59-50-7]			
Kloroform ⁽¹⁹⁷⁸⁾	Kolrör	G	M 1029
[67-66-3]			
Kloropren ⁽¹⁹⁹⁰⁾	Kolrör	G	N 1002
(2-klor-1,3-butadien)			
[126-99-8]			
Klorväte ⁽¹⁹⁷⁴⁾	Silikarör (stort)	Jk	N 7903
[7647-01-0]			
Kobolt och oorg föreningar	Membranfilter	A,RF	N 7027
(som Co) ⁽¹⁹⁷⁸⁾			26
[7440-48-4, metallen]			
Koldamm inkl. kimrök, ⁽¹⁹⁷⁸⁾	Membranfilter	Vg	M 1010
jämför grafit			
Koldioxid ⁽¹⁹⁷⁴⁾	Påse	G	N 6603
	Direktvisande instrument		
[124-38-9]			
Koldisulfid ⁽¹⁹⁷⁸⁾	Kolrör + torkrör	G	N 1600
[75-15-0]			
Kolmonoxid ⁽¹⁹⁷⁴⁾	Direktvisande diffusionsrör		9
(koloxid)	Direktvisande instrument		N 6604
[630-08-0]			
om källan är avgaser			
gäller ⁽¹⁹⁹⁰⁾			

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
Koloxid ⁽¹⁹⁷⁴⁾ (kolmonoxid) [630-08-0] om källan är avgaser gäller ⁽¹⁹⁹⁰⁾	Direktvisande diffusionsrör Direktvisande instrument		9 N 6604
Koltetraklorid ⁽¹⁹⁷⁸⁾ [56-23-5]	Kolrör	G	M 1029
Koppar och oorg föreningar, (som Cu) ⁽¹⁹⁷⁸⁾ totaldamm	Membranfilter	A,RF	N 7029 26
respirabelt damm [7440-50-8, metallen]	Membranfilter med föravskiljare	A,RF	N 7029 26
Kresol (<i>o,m,p</i>) [95-48-7 108-39-4 106-44-5]	XAD-7-rör	G	N 2546
Kresylglycidyleter ⁽¹⁹⁸¹⁾ [2186-24-5]	XAD-7-rör	V	18
Kristobalit ⁽¹⁹⁹⁶⁾ respirabelt damm [14464-46-1]	Membranfilter med föravskiljare	RD	N 7601 N 7500
Krom och oorg föreningar utom kromsyra och kromater (som Cr) ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [7440-47-3, metallen]	Membranfilter	A	N 7024
Kromater (som Cr) ⁽¹⁹⁹⁶⁾	Membranfilter eller PVC-filter	S,Jk	N 7600 N 7604
Kromsyra (som Cr) ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [1333-82-0]	Membranfilter eller PVC-filter	S,Jk	N 7600 N 7604
Kumen ⁽¹⁹⁸⁴⁾ (isopropylbensen) [98--82-8]	Kolrör	G	N 1501
Kvarts ⁽¹⁹⁹⁶⁾ respirabelt damm [14808-60-7]	Membranfilter med föravskiljare	RD	N 7501
Kvicksilver, alkylföre- ningar (som Hg) ⁽¹⁹⁹³⁾	Membranfilter med provsamlingsrör (special)	A	N Vol. 6
Kvicksilver, föreningar	Gastvättflaska med kaliumpermanganat eller glasfiberfilter	A	N Vol. 5

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
utom alkyl- (som Hg) ⁽¹⁹⁹³⁾			
Kvicksilver, ånga ⁽¹⁹⁹³⁾ [7439-97-6]	Hydrarrör	A	N 6009
Kvävedioxid ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [10102-44-0]	Diffusionsrör med TEA	S	N 6700
om källan är avgaser gäller ⁽¹⁹⁹⁰⁾	Adsorptionsrör med TEA	S	N 6014
Kväveoxid ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [10102-43-9]	Gaspipett med reagens	K	34
Lacknafta ⁽¹⁹⁸⁹⁾	Kolrör	G	N 1550
Limonen (jfr terpener) ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [138-86-3]	Kolrör	G	N 1551
Lustgas ⁽¹⁹⁸¹⁾ (dikväveoxid) [10024-97-2]	Påse eller spruta	S	N 6600
	Molsiktrör	G	31
	Diffusionsprovtagare med molekylsikt	G	14
Maleinsyraanhydrid ⁽¹⁹⁹³⁾ [108-31-6]	XAD-2 rör med p-anisidin + XAD-2-rör	V	O 25
Mangan och oorg före- ningar (som Mn) ⁽¹⁹⁹³⁾ totaldamm	Membranfilter	A,RF ICP	26 N 7300
respirabelt damm	Membranfilter med föravskiljare	A,RF ICP	26 N 7300
[7439-96-5 metallen]			
Metakrylsyra ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [79-41-4]	2 st XAD-8-rör	V	IMIS M339
Metanol ⁽¹⁹⁹⁰⁾ (metylalkohol) [67-56-1]	Två Anasorb 474-rör (stora)	G	O 91
2-Metoxietanol ⁽¹⁹⁸⁹⁾ (metylglykol, etylen- glykolmonometyleter) [109-86-4]	Kolrör	G	N 1403 O 53
2-Metoxietylacetat ⁽¹⁹⁸⁹⁾ (metylglykolacetat, etylenglykolmono- metyleteracetat) [110-49-6]	Kolrör	G	N 1450 O 53
Metylacetat ⁽¹⁹⁹³⁾ [79-20-9]	Kolrör	G	N Vol. 2 O 7
Metylakrylat ⁽¹⁹⁸⁷⁾	XAD-7-rör	G	3

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
[96-33-3] Metylalkohol (1990) (metanol) [67-56-1]	Två Anasorb 474-rör (stora)	G	O 91
Metylammin (1984) [74-89-5]	XAD-7-rör med NBD Diffusionsprovtagare med NIT-filter	V V	O 40 22
Metylamylalkohol (1996) [108-11-2]	Kolrör		N 1402
Metylamylketon (1993) (2-heptanon) [110-43-0] 25	Kolrör	G	IMIS 1776
Metylbromid (1990) [74-83-9]	2 Kolrör (stora)	G	N 2520
Metyl-n-butylketon (1993) (2-hexanon) [591-78-6]	Kolrör	G	N 1300
Metylcyanoakrylat (1981) [137-05-3]	XAD-7-rör med fosforsyra	V	O 55
Metylenbisfenyliso- cyanat (MDI) (1984) [101-68-8]	Se avsnitt 5.6. om provtagning och analys av isocyanater		
Metylenklorid (1989) [75-09-2]	Kolrör	G	M 1029
Metyletylketon (MEK) (1987) [78-93-3]	Kolrör	G	N 1300
Metyletylketonperoxid (1981) [1338-23-4]	Gastvättflaska med dimetylfталat	S	N 3508
Metylformiat (1993) [107-31-3]	2 Carbosieve B-rör Anasorb 747-rör	G	N Vol. 5 O PV2041
Metylglykol (1989) (etylenglykolmonometyl- eter, 2-metoxietanol) [109-86-4]	Kolrör	G	N 1403
Metylglykolacetat (1989) (etylenglykolmonometyl- eteracetat, 2-metoxi- etylacetat) [110-49-6]	Kolrör	G	N 1450
Metylisoomylketon (1993)	Kolrör	G	IMIS 1776

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
[110-12-3] Metylisobutylketon(MIBK) ₍₁₉₈₉₎	Kolrör	G	N 1300
[108-10-1] Metylisopropylbensen ₍₁₉₈₄₎ (cymen)	Kolrör	G	N 1501
[99-87-6] Metyljodid ₍₁₉₈₁₎	Kolrör	G	N 1014
[74-88-4] Metylklorid ₍₁₉₉₆₎	2 Kolrör (stora)	G	N 1001
[74-87-3] Metylkloroform ₍₁₉₈₉₎ (1,1,1-triklorethan)	Kolrör	G	N 1003
[71-55-6] Metylmerkaptan ₍₁₉₉₃₎	Glasfiberfilter med kvicksilveracetat	G	O 26
[74-93-1] Metylmetakrylat ₍₁₉₈₇₎	XAD-7-rör	G	3
[80-62-6] N-Metylmorfolin ₍₁₉₈₄₎	XAD-7-rör	G	1
[109-02-4] N-Metylpyrrolidon ₍₁₉₉₀₎	XAD-7-rör	G	20
[872-50-4] Metyltertiärbutyleter ₍₁₉₉₀₎ (MTBE)	Kolrör	G	N 1610
[1634-04-4] Molybden, lättlösliga föreningar ₍₁₉₈₄₎	Membranfilter urlakning med vatten	A ICP	N Vol. 3 O 121 *** N 7300
Molybden, metall och svårösliga föreningar ₍₁₉₈₄₎ totaldamm	Membranfilter	A,RF	N Vol.3,7 26 N 7300
respirabelt damm	Membranfilter med föravskiljare	A,RF	N Vol.3,7 26 N 7300
[7439-98-7, metallen] Monoklorättiksyra ₍₁₉₉₃₎	Silikarör	Jk	N 2008
[79-11-8] Morfolin ₍₁₉₈₄₎	Silikarör	G	N Vol. 3
[110-91-8] Myrsyra ₍₁₉₉₀₎	Silikarör med vätekarbonat	Jk	13
[64-18-6]			

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
Naftalen [91-20-3]	Kolrör Filter + XAD-2-rör	G V	N 1501 N 5506
Naftalendiisocyanat(NDI) ⁽¹⁹⁸⁴⁾ [3173-72-6]	Se 5.6. om provtagning och analys av isocyanater		
Naftalener, klorerade ⁽¹⁹⁷⁸⁾ [1321-65-9]	XAD-2-rör	G	M 1027
Natriumhydroxid ⁽¹⁹⁷⁴⁾ [1310-73-2]	Gastvättflaska med HCl eller teflonfilter	T	N 7401
Natriumtetraboratdeka- hydrat (borax) ⁽¹⁹⁷⁸⁾ [1303-96-4]	Membranfilter	K	M 1028
Nickel, metall ⁽¹⁹⁷⁸⁾ [7440-02-0]	Membranfilter	A,RF ICP	N Vol.5,7 26 N 7300
Nickelföreningar, oxid, karbonat och lösliga föreningar (som Ni) ⁽¹⁹⁷⁸⁾	Membranfilter	A,RF ICP	N Vol.5,7 26 N 7300 O 121 *** N 7300 N 6007
Nickelkarbonyl ⁽¹⁹⁷⁴⁾ [13463-39-3]	Förfilter + Kolrör med låg Ni-blank	A	N 6007
Nickelsubsulfid (som Ni) ⁽¹⁹⁷⁸⁾ (trinickeldisulfid) [12035-72-2]	Membranfilter	A,E ICP	N 7300
Nitrobensen ⁽¹⁹⁷⁴⁾ [98-95-3]	XAD-2-rör	G	M 1022
Nitroetan ⁽¹⁹⁹³⁾ [79-24-3]	XAD-2-rör (stort)	G	N 2526
Nitroglycerin ⁽¹⁹⁹⁰⁾ (glyceroltrinitrat) [55-63-0]	XAD-2-rör	G	N 1022
Nitroglykol ⁽¹⁹⁹⁰⁾ (etylenglykoldinitrat, glykoldinitrat) [628-96-6]	Tenaxrör	V	O 43
Nitrometan ⁽¹⁹⁹³⁾ [75-52-5]	Chromosorb 106-rör (stort)	G	N 2527
1-Nitropropan ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [108-03-2]	XAD-7-rör	G	M 1020

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
2-Nitropropan ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [79-46-9]	XAD-7-rör	G	M 1020
Nitrotoluen, alla isomerer ⁽¹⁹⁹³⁾ [1321-12-6]	Silikarör	G	N 2005
Nonaner ⁽¹⁹⁸⁹⁾	Kolrör	G	N 1500
Oktaner ⁽¹⁹⁸⁹⁾	Kolrör	G	N 1500
Oljedimma, inkl oljerök ⁽¹⁹⁹⁰⁾	Membranfilter Glasdunfilter	S S	N 5026
Oxalsyra ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [144-62-7]	Membranfilter	Jk	IMIS 1970
Ozon ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [10028-15-6]	2 impregnerade glasfiberfilter Direktvisande instrument	Jk	O ID214
PCB ⁽¹⁹⁷⁸⁾ (polyklorerade bifenyler)	XAD-2-rör	G	M 1027
PVC-damm ⁽¹⁹⁹⁶⁾ (polyvinylklorid) [9002-86-2] totaldamm respirabelt damm	Membranfilter Membranfilter med föravskiljare	Vg Vg	M 1010
Pappersdamm ⁽¹⁹⁹³⁾	Membranfilter (inaskning)	Vg	M 1010
Pentaerytritol ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [115-77-5]	PVC-filter	G	IMIS P157
Pentaklorfenol och salter ⁽¹⁹⁷⁴⁾	XAD-2-rör	G	M 1027
Pentaner ⁽¹⁹⁷⁸⁾	Kolrör	G	N 1500
Perkloretylen ⁽¹⁹⁸⁹⁾ (tetrakloretylen) [127-18-4]	Kolrör	G	M 1029
Petroleumnafta	Kolrör	G	N 1550
α -Pinen (jfr terpener) ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [80-56-8]	Kolrör	G	N 1551
β -Pinen (jfr terpener) ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [127-91-3]	Kolrör	G	N 1551
Piperazin ⁽¹⁹⁸⁷⁾	Gastvättflaska med 0,1 M HCl	G	35
Platina [7440-0-4] metall, svårlösliga fören. (som Pt) totaldamm lösl fören. (som Pt) totaldamm	Membranfilter	ICP	N 7300 O 121 ***** N 7300

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
Polyklorerade bifenyler ⁽¹⁹⁷⁸⁾ (PCB)	XAD-2-rör	G	M 1027
Propanol, alla isomerer ⁽¹⁹⁸⁹⁾ (propylalkohol)	Kolrör	G	N 1400 N 1401
Propen ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [115-07-1]			
Propionsyra ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [79-09-4]	Silikarör	G	IMIS 2168
Propylacetat ⁽¹⁹⁹⁶⁾	Kolrör	G	N 1450 O 7
Propylalkohol, alla isomerer (propanol) ⁽¹⁹⁸⁹⁾	Kolrör	G	N 1400 N 1401
Propylenglykoldinitrat ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [6423-43-4]	XAD-2-rör	G	M 1022
Propylenglykolmonometyleter (PGME) ⁽¹⁹⁹⁰⁾	Kolrör	G	O 9
Propylenglykolmonometyleteracetat (PGMEA) ⁽¹⁹⁹⁰⁾	Kolrör	G	IMIS P218
Propylenoxid ⁽¹⁹⁹³⁾ [75-56-9]	Kolrör	G	N 1612
Pyridin ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [110-86-1]	Kolrör	G	N 1613
Radon ⁽¹⁹⁹⁶⁾ underjordsarbete övrigt	Radonmätare		SSI*
Resorcinol ⁽¹⁹⁹³⁾ [108-46-3]	OVS med XAD-7**	G	N 5701
Råbomull ⁽¹⁹⁷⁴⁾ (bomullsdamm)	PVC-filter	Vg	IMIS 735
Salpetersyra ⁽¹⁹⁷⁴⁾ [7697-37-2]	Silikarör	Jk	N 7903
Selen och oorg fören ⁽¹⁹⁹⁰⁾ utom selenväte (som Se) [7782-49-2, selen]	Membranfilter Adsorbentrör med HgCl ₂ -belagd silika	A,ICP S	N Vol.3,7 N 7300 N 6008
Selenväte ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [7783-07-5]			
Silver, lösliga föreningar (som Ag) ⁽¹⁹⁹⁰⁾	Membranfilter	A,ICP	N Vol. 7 N 7300
Silver, metall och svår-	Membranfilter	A,ICP	N Vol. 5

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
			N 7300
lösliga föreningar (som Ag) (1990)			O 121 ***
			N 7300
[7440-22-4, metallen]			
Stearater (1996)	Membranfilter	Vg	M 1010
Styren (1990)	Kolrör	G	N 1501
[100-42-5]			
Sulfider (se dimetyldisulfid, dimetylsulfid och metylmerkaptan) (1993)			
Svaveldioxid (1987)	Membranfilter med KOH	Jk	N 6004
[7446-09-5]			
Svavelhexafluorid (1993)	Tedlarpåse	G	N 6602
[2551-62-4]			
Svavelsyra, dimma (1974)	Silikarör	Jk	N 7903
[7664-93-9]			
Svaveltetrafluorid (1993)	Impinger med 0.01 N NaOH	J	O ID-110
[7783-60-0]			
Svavelväte (1987)	Cellulosafilter med silvernitrat	DPP	O ID141
[7783-06-4]	Filter + adsorbentrör	Jk	N 6013
Syntetiska oorg fibrer (1993)	Membranfilter	Fr	M 1010 36
Talk (1996)			
totaldamm	Membranfilter	Vg	M 1010
respirabelt damm	Membranfilter med föravskiljare	Vg	
Tellur och föreningar (som Te) (1981)	Membranfilter	A,RF ICP	N Vol.3,7 26 N 7300
[13494-80-9, metallen]			
Tennorganiska föreningar (som Sn) (1978)	Glasfiberfilter + XAD-2-rör	V+A	N 5504
Terpener (1990)	Kolrör	G	N 1551
Terpentin (1990)	Kolrör	G	N 1551
[8006-64-2]			
Tetrabrometan (1993)	Silikarör	G	N 2003
[79-27-6]			
Tetraetylbly (som Pb) (1981)	XAD-2-rör	G	N 2533
[78-00-2]			
1,1,1,2-Tetrafluoretan (1996)	Kolrör	G	O 29
(HFC 134 a)			
[811-97-2]			

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
Tetrahydrofuran ⁽¹⁹⁹³⁾ [109-99-9]	Kolrör	G	N 1609
Tetrakloretylen ⁽¹⁹⁸⁹⁾ (perkloretylen) [127-18-4]	Kolrör	G	M 1029
Tetraklorfenol och salter ⁽¹⁹⁷⁸⁾	XAD-2-rör	G	M 1027
Tetrametylbley (som Pb) ⁽¹⁹⁸¹⁾ [75-74-1]	XAD-2-rör (stort)	G	N 2534
Tetranitrometan ⁽¹⁹⁹³⁾ [509-14-8]	Impinger med etylacetat	G	N Vol. 3
Textildamm ⁽¹⁹⁹³⁾	Membranfilter (inaskning)	Vg	M 1010
Tioglykolsyra ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [68-11-1]	Impinger med vatten	V	IMIS 2423
Tiram ⁽¹⁹⁹³⁾ [137-26-8]	Teflonfilter	V	N 5005
Titandioxid ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [13463-67-7]	Membranfilter	A,RF ICP	N Vol. 3 N 7300 26
Toluen ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [108-88-3]	Kolrör	G	M 1026
Toluendiisocyanat (TDI) ⁽¹⁹⁸⁴⁾ [584-84-9]	Se avsnitt 5.6. om provtagning och analys av isocyanater		
Tridymit ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [15468-32-3]	Membranfilter med föravskiljare	RD,S	N 7501 N 7601
Trietanolamin ⁽¹⁹⁸⁴⁾ [102-71-6]	Glasfiberfilter	G	IMIS T185
Trietylamin ⁽¹⁹⁸⁹⁾ [121-44-8]	Kolrör	G	2
Trietylentetramin ⁽¹⁹⁸⁴⁾ [112-24-3]	Glasfiberfilter med NIT	V	19
1,1,2-Trifluor-2-klor- etyl difluormetyleter ⁽¹⁹⁸¹⁾ (Efrane, Enfluran) [13838-16-9]	Påse eller spruta	S	28
2,2,2-Trifluor-1-klor- etyl difluormetyleter ⁽¹⁹⁹⁰⁾ (Isofluran) [26675-46-7]	2 st kolrör	G	IMIS F118

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
1,2,4-Triklorbensen [120-82-1]	PTFE-filter + XAD-2-rör	G	N 5517
1,1,1-Trikloretan ⁽¹⁹⁸⁹⁾ (metylkloroform) [71-55-6]	Kolrör	G	N 1003
Trikloretalen ⁽¹⁹⁸⁹⁾ [79-01-6]	Kolrör	G	M 1029
Triklorfenol och salter ⁽¹⁹⁹⁰⁾	XAD-2-rör	G	M 1027
Triklorfluormetan ⁽¹⁹⁸⁴⁾ (CFC 11, Freon 11) [75-69-4]	Kolrör (stort)	G	N 1006
1,1,2-Triklor-1,2,2- trifluoretan ⁽¹⁹⁸¹⁾ (CFC 113, Freon 113) [76-13-1]	Kolrör	G	N 1020
Trimellitsyraanhydrid ⁽¹⁹⁹³⁾ (TMA) [552-30-7]	Membranfilter	G	N Vol. 6
Trimetylbenzen, alla isomerer ⁽¹⁹⁸⁹⁾	Kolrör	G	M 1026
Trimetylhexametylendi- isocyanat (TMDI) ⁽¹⁹⁸⁴⁾	Se avsnitt 5.6. om provtagning och analys av isocyanater		
Trimetylolpropan ⁽¹⁹⁹⁶⁾ [77-99-6]	Membranfilter	Vg	M 1010
Trinickeldisulfid (som Ni) ⁽¹⁹⁷⁸⁾ (nickelsubsulfid) [12035-72-2]	Membranfilter	A,E ICP	N 7300
Trinitrotoluen ⁽¹⁹⁹³⁾ [118-96-7]	OVS-provtagare med Tenax**	G	O 44
Träddamm ⁽¹⁹⁹³⁾	Membranfilter (inaskning)	Vg	M 1010
Vanadinoxid (som V) ⁽¹⁹⁸⁷⁾ totaldamm	Membranfilter	RD	N 7074
respirabelt damm [1314-62-1]	Membranfilter med föravskiljare	RD	N 7074
Vinylacetat ⁽¹⁹⁹³⁾ [108-05-4]	XE-347-rör	G	O 51
Vinylidenklorid ⁽¹⁹⁸¹⁾ [75-35-4]	Kolrör	G	N 1015
Vinylklorid ⁽¹⁹⁷⁴⁾ [75-01-4]	Kolrör	G	N 1007

Ämne	Provtagning	Analys	Ref
Vinyltoluen ⁽¹⁹⁹³⁾ [25013-15-4]	Kolrör	G	M 1026
Volfram, lättlösliga föreningar (som W) ⁽¹⁹⁸¹⁾	Membranfilter (urlakning med vatten)	A	N 7074 O 121 *** N 7300 N 7074
Volfram, metall och svår- lösliga föreningar ⁽¹⁹⁸¹⁾ (som W) [7440-33-7, metallen]	Membranfilter	A	N 7300 N 7074
Vätebromid [10035-10-6]	Silikarör	Jk	N 7903
Väteperoxid ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [7722-84-1]	Gastvättflaska med reagenslösning	S	33
Xylen ⁽¹⁹⁸⁷⁾ [1330-20-7]	Kolrör	G	M 1026
Zinkklorid ⁽¹⁹⁷⁴⁾ respirabelt damm	Membranfilter med föravskiljare	A,RF ICP	26 N 7030 N 7300
[7646-85-7]			
Zinkoxid ⁽¹⁹⁷⁴⁾ [1314-13-2]	PVC-filter	A,RD ICP	N 7502, 26 N 7300
Ziram ⁽¹⁹⁹³⁾ [137-30-4]	OVS-provtagare med XAD-2**	V	IMIS Z126
Ättiksyra ⁽¹⁹⁹⁰⁾ [64-19-7]	Silikarör med vätekarbonat	Jk	13
Ättiksyraanhydrid ⁽¹⁹⁷⁴⁾ [108-24-7]	Gastvättflaska med hydroxylaminlösning	S	N 3506

* Statens Strålskyddsinstitut, metod under utarbetande.

** OVS-provtagare = OSHA Versatile Sampler, kommersiellt tillgänglig
provtagare med kombination av filter och adsorbent.

*** ISO FDIS 15202-2 Workplace air - Determination of metals and metalloids
in airborne particulate matter by inductive coupled plasma atomic emission
spectrometry: Part 2. Sample preparation.

Sammanfattning

Levin J O (red) *Principer och metoder för provtagning och analys av ämnen på listan över hygieniska gränsvärden*. Arbete och Hälsa 2000:23.

I föreliggande publikation ges en beskrivning av principerna för de viktigaste metoderna för bestämning av luftföroreningar i arbetsmiljön. Arbetet inleds med en redogörelse för kvalitetssäkring, provtagningsstrategi och statistisk analys av observerade värden i samband med bestämning av luftföroreningskoncentrationer. Därefter följer avsnitt om direktvisande analysmetoder för gasformiga ämnen och aerosoler, samt metoder för separata provtagnings- och analyssteg, med redogörelse för volymmätning av luftprover, provtagning genom direktuppsamling och anrikningsmetoder, transport och förvaring av prover, samt analys av prover med de viktigaste metoderna. I arbetet finns också en lista över ämnen med gränsvärden och för varje ämne metoder för provtagning och analys med litteraturreferenser. Denna publikation finns även tillgänglig via internet på adress <http://www.niwl.se/ah/>.

Nyckelord: analys, arbetsmiljö, gränsvärde, kvalitetssäkring, luftförorening, luftprovtagning, provtagningsstrategi.

Summary

Levin J O (ed.) *Principles and methods for the sampling and analysis of substances on the list of occupational exposure limits*. Arbete och Hälsa 2000:23.

This paper describes the most important methods for the analysis of air samples from the work environment. The first part of the paper contains a description of quality assurance, sampling strategy, and statistical analysis of observed values in connection with measurements. Direct reading methods for measuring gaseous substances and aerosols, and methods consisting of separate steps for sampling and analysis are discussed. Also included is a description of volume measurements of air samples, sampling through direct collection and enrichment methods, and analytical methods for the determination of gases and dusts. Finally, a list with all substances on the Swedish list of occupational exposure limits is given, with methods for sampling and analysis, including literature references. The paper can be found at http://www.niwl.se/ah/default_en.htm

Key words: air sampling, analysis, sampling strategy, limit value, work environment, quality assurance.

Referenser

1. Andersson B, Andersson K. Air sampling of N-methylmorpholine on solid sorbent and determination by capillary gas chromatography and a nitrogen-phosphorus detector. *Anal Chem* 1986;58:1527-1529.
2. Andersson B. Determination of tertiary amines in air. *Appl Ind Hyg* 1989;4:175-179.
3. Andersson K, Carleborg L, Levin J-O, Nilsson C-A. *Provtagning och analys av organiska ämnen på gränsvärdeslistan. XI. Acetater och akrylater*. Arbetarskyddsstyrelsen, 1983 (Undersökningsrapport 1983:6).
4. Andersson K, Hallgren C, Levin J-O, Nilsson C-A. Determination of ethylenediamine in air using reagent-coated adsorbent tubes and high-performance liquid chromatography on the 1-naphthylisothiourea derivatives. *Am Ind Hyg Assoc J* 1985;46:225-229.
5. Andersson K, Levin J-O, Lindahl R, Nilsson C-A. Sampling of ethylene glycol and ethylene glycol derivatives in work-room air using Amberlite XAD resins. *Chemosphere* 1982;11:1115-1119.
6. Andersson K, Levin J-O, Nilsson C-A, Norström Å. Provtagning och analys av partikulära och gasformiga polycykliska aromatiska kolväten i arbetsplatsluft. *Arbete och Hälsa* 1983;26.
7. Arbetarskyddsstyrelsen, Forskningsavdelningen, sektionen för aerosoler, stencil nr 79. 1980.
8. Dahlner B, Holmberg B. *Cyanklorid -underlag för gränsvärde*. Arbetarskyddsstyrelsen, 1977 (Undersökningsrapport 1977:14).
9. Dräger Svenska AB, direktvisande diffusionsrör Koloxid 50/a-D nr 6733191.
10. Elia VJ, Powers KM, Burg WR. A solid sorbent air sampling method for o-phenylenediamine. *Am Ind Hyg Assoc J* 1982;43:196-200.
11. Hendershott J P. The simultaneous determination of chloroformates and phosgene at low concentrations using solid sampling gas chromatographic procedure. *Am Ind Hyg Assoc J* 1986;47:742-746.
12. Hidayat A, Djojobruto H, Rukihati S. Elemental quantification of airborne particulate matter by instrumental neutron activation analysis and induced coupled plasma mass spectrometry analysis. *JAERI-Conf* (1999), 99-012, 156-164.
13. Hultman A. Bestämning av ättiksyra, myrsyra och monoklorättiksyra i luft. Arbetarskyddsstyrelsen 1985 (Undersökningsrapport 1985:16).
14. Kumagai S, Koda S. Passive sampling and headspace analysis for quantitative determination of nitrous oxide exposure. *Am Ind Hyg Assoc J* 1999;60:458-462.
15. Lattin F C, Mehta, U J, Jakubowski E M, Tinsley L, Paul D G. Quantitative analysis of airborne levels of hydrogen cyanide, cyanogen chloride, phosgene, and chloropicrin. *Proc. ERDEC Sci. Conf. Chem. Biol. Def. Res.* (1996), Meeting Date 1994, 181-185. Ed. Berg, D A. Publisher: National Technical Information Service, Springfield, Va.
16. Levin J-O. High performance liquid chromatographic determination of hydroquinone in air as benzoquinone, using combined oxidizing filter and XAD-2 adsorbent preconcentration. *Chemosphere* 1988;17:671-679.
17. Levin J-O, Andersson K, Hallgren C. Determination of monoethanolamine and diethanolamine in air. *Ann Occup Hyg* 1989;33:175-180.
18. Levin J-O, Andersson K, Karlsson R-M. Solid sorbent sampling and chromatographic determination of glycidyl ethers in air. *J Chromatogr* 1988;454:121-128.
19. Levin J-O, Andersson K, Fängmark I, Hallgren C. Determination of gaseous and particulate polyamines in air using sorbent or filter coated with naphthylisothiocyanate. *Appl Ind Hyg* 1989;4:98-100.
20. Levin J-O, Bäckman, G. *Utvärdering av adsorbenter för provtagning av N-metylpyrrolidon i luft*. Arbetsmiljöinstitutet 1994 (Undersökningsrapport 1994:23).

21. Levin J-O, Fängmark I. High-performance liquid chromatographic determination of hexamethylenetetramine in air. *Analyst* 1988;113:511-513.
22. Levin J-O, Lindahl R, Andersson K. Determination of volatile amines in air using diffusive sampling, thiourea formation and high performance liquid chromatography. *J Chromatogr* 1993;643:35-41.
23. Lindahl R, Levin JO. A laboratory validation of a diffusive sampler for the determination of glutaraldehyde in air. *J Chromatogr* 1995;710:175-180.
24. Lindahl R, Levin J-O, Andersson K. Utvärdering av en diffusionsprovtagare för reaktiva ämnen. *Arbete och Hälsa* 1989;26.
25. Lindahl R, Levin JO, Mårtensson M. Validation of a diffusive sampler for determination of acetaldehyde in air. *The Analyst* 1996;121:1177-1181.
26. Lundgren L, Skare L, Persson A, Krantz S. Analys av metallaerosoler med röntgenfluorescensspektroskopi. *Arbete och Hälsa* 1989;17.
27. Masschelein W. Spectrophotometric determination of chlorine dioxide with Acid Chrome Violet K. *Anal Chem* 1966;38:558-561.
28. National Institute for Occupational Safety and Health. *Occupational exposure to waste anesthetic gases and vapors*. DHEW, NIOSH Publication No. 77-140. Cincinnati, 1977.
29. National Institute for Occupational Safety and Health. *Occupational exposure to glycidyl ethers*. DHEW, NIOSH Publication No. 78-166. Cincinnati, 1978.
30. Otey MG, Pulley H. Determination of gaseous fluorine in air. *Am Ind Hyg Assoc J* 1973;34:418-420.
31. Punpeng T, Frohlinger JO, Esmen NA. Improved gas chromatography method for field measurements of nitrous oxide in air. *Anal Chem* 1979;51:159-161.
32. Rudling J, Hallberg B-O, Hultengren M, Hultman A. Utveckling och utvärdering av fältmetoder för bestämning av ammoniak i luft. *Arbete och Hälsa* 1983;20
33. Schutz A. Gefahrenermittlung am Beispiel des aseptischen Abpackens. *Staub* 1987;47:223-226.
34. Skare I. *Bestämning av nitrösa gaser i luft*. AI-rapport nr 15, 1970.
35. Skarping G, Bellander T, Mathiasson L. Determination of piperazines in the working atmosphere and in human urine using derivatization and capillary gas chromatography with nitrogen- and mass-selective detection. *J Chromatogr* 1986;370:245-258.
36. Svensk Standard SS 028418.
37. Tamari Y, Hiraki K, Nishikawa Y. Separation of selenide constituents from selenide samples containing elemental selenium. *Bull Chem Soc Japan* 1982;55:101-103.
38. Waters SEP-PAK DNPH-Silica Cartridge. *Care and Use Manual*. February 1992. Millipore Corporation, Milford, MA, USA.

Insänt för publicering 2000-12-14